



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**EFEITO DA URBANIZAÇÃO NA RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ABELHAS**  
**EUGLOSSINI (APIDAE, APINAE) NO MUNICÍPIO DE SÃO LUÍS, AMAZÔNIA**  
**ORIENTAL**

**SÃO LUÍS/MA**

**2022**

**MÁRCIA ROBERTA MADEIRA ARAÚJO**

**EFEITO DA URBANIZAÇÃO NA RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ABELHAS  
EUGLOSSINI (APIDAE, APINAE) NO MUNICÍPIO DE SÃO LUÍS, AMAZÔNIA  
ORIENTAL**

Monografia apresentada à Coordenação do  
Curso de Ciências Biológicas da Universidade  
Federal do Maranhão para obtenção do grau  
de Bacharel em Ciências Biológicas.

**Orientadora:** Profa. Dra. Gisele Garcia  
Azevedo

**Coorientador:** Prof. Dr. Leonardo Dominici  
Cruz

**SÃO LUÍS/MA**

**2022**

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).  
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

Madeira Araújo, Márcia Roberta.

EFEITO DA URBANIZAÇÃO NA RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ABELHAS EUGLOSSINI APIDAE, APINAE NO MUNICÍPIO DE SÃO LUÍS, AMAZÔNIA ORIENTAL / Márcia Roberta Madeira Araújo. - 2022.

70 p.

Coorientador(a): Leonardo Dominici Cruz.

Orientador(a): Gisele Garcia Azevedo.

Monografia (Graduação) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Maranhão, São Luís, Maranhão, 2022.

1. Abelhas das Orquídeas. 2. Cobertura vegetal. 3. Fragmentação. 4. Iscas aromáticas. 5. Perda de Habitat. I. Dominici Cruz, Leonardo. II. Garcia Azevedo, Gisele. III. Título.

**MÁRCIA ROBERTA MADEIRA ARAÚJO**

**EFEITO DA URBANIZAÇÃO NA RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ABELHAS  
EUGLOSSINI (APIDAE, APINAE) NO MUNICÍPIO DE SÃO LUÍS, AMAZÔNIA  
ORIENTAL**

Aprovado em: 22/06/2022

**BANCA EXAMINADORA**

---

Dra. Gisele Garcia Azevedo (orientadora)  
Universidade Federal do Maranhão

---

Dra. Solange Cristina Augusto – INBIO  
Universidade Federal de Uberlândia

---

Dr. David Barros Muniz – DEBIO/UFMA  
Universidade Federal do Maranhão

*“Ainda que eu andasse pelo vale da sombra da morte, não temeria mal algum, porque tu estás comigo; a tua vara e o teu cajado me consolam.”*

**(Salmos 23:4)**

Dedico este trabalho à minha mãe, que é o meu alicerce e o motivo pelo qual ele foi possível, à minha família e amigos.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por todas as vezes que Ele não me deixou desistir e cuidou para que eu prosseguisse e finalizasse este grande trabalho. Por todas as vezes que me amparou e acalentou o meu coração aflito e preocupado. Agradeço, pois, sem Ele nada disso seria possível.

À minha família, em especial às minhas duas mães, Sandra Regina e Marcelina Ferreira, que são o meu alicerce e me deram todo o apoio necessário para desenvolver este trabalho e trilhar este caminho. Obrigada por toda compreensão durante essa longa caminhada, por todas as palavras de incentivo e por não me deixarem desistir. Tudo isso só foi possível porque vocês permitiram e zelaram pelo meu estudo. Ao meu irmão, Francisco Rodrigues, por, de certa forma, proporcionar-me essa oportunidade e ser um grande exemplo para mim.

À Universidade Federal do Maranhão, por conceder-me a oportunidade dessa formação, que vai muito além de ser somente profissional. A todo corpo docente do curso de Ciências Biológicas, que, a mim, dedicou tempo e conhecimento que levarei para toda vida.

Ao Laboratório de Ecologia e Sistemática de Insetos Polinizadores e Predadores (LESPP), no qual tive o ensejo de desenvolver o meu trabalho e proporcionou-me grande aprendizado e experiência, além de conceder-me a oportunidade de conhecer pessoas incríveis, que foram essenciais para a realização dessa pesquisa e acrescentaram muito no meu processo de formação profissional e pessoal. Cada momento vivido com as pessoas que estavam ao meu lado no laboratório foi guardado carinhosamente na memória, e cada palavra de incentivo, críticas e elogios fizeram-me crescer ainda mais como pessoa. Ao Diego Marinho, por ajudar-me imensamente nesse processo. À Eduarda, Lorena e Helen, que se dispuseram e ajudaram-me (até aos sábados) nesse projeto. E agradeço ao David Barros Muniz, que ajudou e auxiliou-me na reta final, com toda sua proatividade e eficiência, estando sempre disponível.

Ao meu coorientador, Leonardo Dominici, que foi fundamental na elaboração desse trabalho. Por toda ajuda, disponibilidade e paciência que teve em explicar-me tudo, desde o mais pormenor que fosse, por atender-me nas horas mais inusitadas e por ser um incentivador e motivador de um grande projeto.

À minha mais que orientadora, amiga, Gisele Garcia Azevedo, por todas as aventuras, conselhos, risadas, lágrimas e sermões até aqui. Agradeço a confiança depositada em mim para realizar este projeto, por todo o apoio que me deu e pela oportunidade de aprender tanto. Obrigada por compartilhar comigo tanto conhecimento, por ensinar-me e acompanhar-me em todo esse processo de formação pessoal e acadêmica. Agradeço por cada um dos momentos vividos, por todas as idas ao campo (que nos proporcionaram altas aventuras (um dia lançarei

este livro) e alguns prejuízos também), por todos os cafés, todo passeio, presente e pôr do sol, que tornaram toda essa jornada mais leve e feliz. Obrigada por todas as vezes que me ouviu e acolheu-me, obrigada por ser muito mais do que uma orientadora e por ter um coração enorme. Por fim, queria agradecer por acreditar em mim quando nem eu mesma acreditava.

Aos meus amigos da biologia intitulados R&T, por todas as risadas e jogos de uno no hall da biologia. Agradeço por todas as palavras de conforto, conversas jogadas fora, pelas idas ao cinema, por todos os conselhos e por tornarem a graduação um processo mais leve e fácil. Obrigada por fazerem parte da minha vida, não só acadêmica, mas também pessoal. E, por fim, obrigada por todas as vezes que me ajudaram nesse trabalho, sem vocês ele não seria possível.

Às minhas amigas Katarina Gomez e Rosimeire Neves, que fazem parte da minha vida a um longo tempo, por toda compreensão e paciência que têm comigo, por não desistirem de mim e proporcionarem-me momentos felizes e inesquecíveis. Vocês seguraram a minha mão mais vezes do que posso contar.

A todos que aqui não foram mencionados, mas são lembrados e guardados carinhosamente em minha memória. Às pessoas que conheci em cada ida ao campo, que me ajudaram, seja com palavras ou com atitudes, que me arrancaram sorrisos e inspiraram-me de infinitas maneiras. A cada um que me dedicou tempo e compreensão, que se preocupou, aconselhou-me e fez com que eu persistisse. Cada um teve uma grande e importante participação para construção desse trabalho, para que ele fosse concluído com sucesso e para que eu tivesse a chance e a oportunidade de realizá-lo. Obrigada a todos!

E, por último, mas não menos importante, ao meu companheiro de vida, Rock Garcez, que acreditou e confiou em mim desde o início, não deixou de acreditar em nenhum momento sequer. Obrigada por todas as vezes que me apoiou e incentivou-me a continuar, por ajudar-me na realização deste trabalho, por todas as palavras de carinho e motivação. Obrigada por estar sempre ao meu lado e nunca soltar a minha mão.



# EFEITO DA URBANIZAÇÃO NA RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ABELHAS EUGLOSSINI (APIDAE, APINAE) NO MUNICÍPIO DE SÃO LUÍS, AMAZÔNIA ORIENTAL

## RESUMO

A expansão urbana acelerada levou ao aumento do número de estudos ecológicos que investigam o efeito deste processo nas biotas remanescentes em ambientes urbanos. Estes estudos, em sua maioria, demonstram que a fragmentação e a perda de habitats, por urbanização contínua, são consideradas as principais causas de declínio das abelhas em diversas regiões do planeta. Embora esse declínio aparente ser um padrão generalizado em ambientes urbanos, bem como de outras paisagens antropizadas, pouco se sabe sobre o efeito da crescente urbanização na comunidade das abelhas no município de São Luís. As Euglossini, conhecidas como abelhas das orquídeas, são polinizadores de extrema importância na região Neotropical. Estão presentes em diferentes biomas, sendo mais diversificadas nas florestas úmidas. Levando em consideração essa importância, o objetivo desse estudo foi avaliar o efeito da urbanização na riqueza e diversidade das abelhas Euglossini no município de São Luís. Nove áreas foram utilizadas neste estudo: seis em área de proteção ambiental e três em área de instituições federais e militares. Os dados referentes à urbanização consistiram em cinco características da paisagem das áreas: 1) vegetação florestal; 2) vegetação arbustiva; 3) solo nu; 4) área construída e 5) corpos d'água. Cada área foi amostrada três vezes no período de abril a agosto de 2021. Foram utilizadas oito iscas aromáticas para atração das abelhas macho, que foram capturados com o auxílio de redes entomológicas. No total, 3.243 espécimes foram coletados, identificados em 28 espécies e 5 morfoespécies, pertencentes a 4 gêneros. A riqueza e a diversidade de Euglossini em ambiente urbano foram relacionadas positivamente com a proporção de vegetação florestal em uma escala espacial de *buffers* de 1km de raio, ao passo que as demais variáveis da paisagem não apresentaram efeitos sobre a riqueza e diversidade destas abelhas. Em escalas de *buffers* de 2,5km de raio, a riqueza e a diversidade de Euglossini não foram influenciadas por nenhuma das variáveis da paisagem utilizadas no presente estudo. Pressupõem-se que, com o aumento da escala, não haja efeito destas variáveis, pois as abelhas podem ser capazes de realizar o intercâmbio entre áreas devido à proximidade geográfica e as características da matriz.

**Palavras-Chave:** Abelhas das Orquídeas. Cobertura vegetal. Fragmentação. Iscas aromáticas. Perda de Habitat.

**EFFECT OF URBANIZATION ON THE RICHNESS AND DIVERSITY OF  
EUGLOSSINI BEES (APIDAE, APINAE) IN THE MUNICIPALITY OF SÃO LUÍS,  
EASTERN AMAZON**

**ABSTRACT**

The accelerated urban expansion has led to an increase in the number of ecological studies that investigate the effect of this process on the remaining biotas in urban environments. Most of these studies can cause fragmentation and loss of habitats, due to continuous urbanization, which are the main causes of the bee cycle in different regions. Although this decline appears to be a generalized pattern in urban environments, as well as in other anthropized landscapes, little is known about the effect of increasing urbanization on the bee community in São Luís. Like Euglossini, known as orchid bees, they are extremely important pollinators in the Neotropics. They are present in several different humid biomes. Taking this importance into account, the objective of this study was to evaluate the effect of urbanization on the richness and diversity of Euglossini bees in the municipality of São Luís. Nine study areas were used: six areas of environmental protection and three areas of environmental and military protection. The urbanization data consists of five urban landscape features for each area: 1) forest forest; 2) Shrub forest; 3) bare ground; 4) built-up area and 5) water bodies. Each area was sampled three times in August 2021. Eight aromatics were used for the life of male bees, which were found with the aid of entomological nets. In total, 43 species were verified and controlled in 28 species, belonging to genera. Euglossini richness and diversity were related to the proportion of urban forest environment at a spatial scale of 1km radius, whereas other landscape variables had no effect on bee richness and diversity. At 2.5km radius buffer scales, richness and Euglossini were not influenced by any of the diversity variables used in the present study. It is assumed that with the increase in scale, we do not observe the variable effects, as the bees may be able to carry out exchange characteristics between areas due to the geographic proximity and as of the matrix.

**Keywords:** Orchid Bees. Vegetal cover. Fragmentation. Aromatic baits. Habitat loss.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Mapa do município de São Luís, com as localizações das áreas de estudo e <i>buffers</i> (1km e 2,5km de raio): A1 - APA do Itapiracó; A2 - PE do Rangedor; A3 - Sítio do Físico; A4 - IFMA; A5 – Sítio Mangalho; A6 – CETAS; A7 – Sítio Santa Eulália; A8 – UFMA e A9 – AEROPORTO. (Mapa Elaborado por Muniz, D.B.).....	27
<b>Figura 2.</b> Imagem de satélite da APA DO ITAPIRACÓ, SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS). .....	28
<b>Figura 3.</b> Imagem de satélite do Parque Estadual do SÍTIO DO RANGEDOR, SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS). .....	30
<b>Figura 4.</b> Imagem de satélite do PEB (PARQUE ESTADUAL DO BACANGA), com a localização do SÍTIO DO FÍSICO E DO IFMA /CAMPUS MARACANÃ. SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS). .....	32
<b>Figura 5.</b> Imagem de satélite da área do CENTRO DE TRIAGEM DE ANIMAIS SILVESTRES (CETAS)/IBAMA, localizado no Horto Florestal da Maiobinha. SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS).....	33
<b>Figura 6.</b> Imagem de satélite da área do SÍTIO SANTA EULÁLIA/BOPE. SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS). .....	34
<b>Figura 7.</b> Imagem de satélite da área do CAMPUS DOM DELGADO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO/UFMA. SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS).....	34
<b>Figura 8.</b> Imagem de satélite da área do Escritório São Luís – Centro de lançamento de Alcântara, localizado no AEROPORTO (imagem do GOOGLE MAPS). .....	35
<b>Figura 9. A.</b> <i>Eulaema nigrita</i> visitando isca aromática (Metilindol). <b>B.</b> Método de coleta ativa (Rede Entomológica).....	36
<b>Figura 10.</b> Exemplares de machos de <i>Euglossina</i> coletados nas áreas estudadas no período de abril a agosto de 2021 no município de São Luís, MA e depositados na coleção do LESPP/Departamento de Biologia/UFMA.....	37
<b>Figura 11.</b> Mapa de classificação das características da paisagem: vegetação florestal, vegetação arbustiva, área construída, solo nu e corpos d’água. As proporções das fisionomias presentes em <i>buffers</i> com 1 km e 2,5 km de raio, projetados no centroide a partir dos três pontos de coleta em cada área de estudo e de seu entorno por meio da extensão estatística de ecologia de paisagens (Landscape Ecology Statistics – LecoS; JUNG, 2013) do software QGIS 3.16.15 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2020). Mapa Elaborado por Muniz, D.B. ....	38

<b>Figura 12.</b> Mapa das concentrações urbanas de São Luís/MA e localização das áreas de coleta. Fonte: IBGE.....	39
<b>Figura 13.</b> Dispersão da riqueza em relação às proporções das características da paisagem das nove áreas estudadas. <b>A.</b> <i>Buffer</i> de 1km. <b>B.</b> <i>Buffer</i> de 2,5km. São Luís, MA.....	40
<b>Figura 14.</b> Dispersão da diversidade em relação às proporções das características da paisagem das nove áreas estudadas. <b>A.</b> <i>Buffer</i> de 1km. <b>B.</b> <i>Buffer</i> de 2,5km. São Luís, MA. ....	40
<b>Figura 15.</b> Horário de atividade de machos de <i>Euglossini</i> atraídos por iscas odoríferas e coletados com rede entomológica durante o período amostral de Abril a Agosto de 2021 em áreas florestais no município de São Luís, Maranhão, Amazônia Oriental. ....	44
<b>Figura 16.</b> Semivariograma demonstrando a autocorrelação espacial na distribuição das áreas. <b>A.</b> Modelo Floresta - <i>buffer</i> de 1km. <b>B.</b> Modelo Arbustiva - <i>buffer</i> de 1km.....	45
<b>Figura 17.</b> Gráfico de validação dos modelos. Os resíduos não mostram tendências com relação aos valores previstos, indicando que os modelos são válidos. <b>A.</b> Riqueza 1km. <b>B.</b> Diversidade 1km. ....	46
<b>Figura 18.</b> Semivariograma demonstrando autocorrelação espacial na distribuição das áreas. <b>A.</b> Modelo Floresta <i>buffer</i> de 2,5km de raio. <b>B.</b> Modelo Arbustiva <i>buffer</i> de 2,5km de raio. .	47

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Correlação entre as variáveis explanatórias das paisagens nos <i>buffer</i> de 1 km e 2,5 km de raio das áreas estudadas. São Luís, MA. ....	41
<b>Tabela 2.</b> Riqueza e Abundância de espécies de machos de <i>Euglossina</i> nas áreas de coleta no município de São Luís, MA, no período de Abril a Agosto de 2021. A1-PA do Itapiracó; A2-PE do Rangedor; A3 - Sítio do Físico; A4 - IFMA; A5-Sítio Mangalho; A6 - CETAS; A7 - Sítio Santa Eulália; A8 - UFMA e A9 - Aeroporto. ....	43
<b>Tabela 3.</b> Seleção dos modelos pelo critério de Akaike para amostras pequenas (AICc). (Riqueza em <i>Buffer</i> 1 km). ....	45
<b>Tabela 4.</b> Estimativas dos coeficientes dos modelos GLM P após a inclusão do efeito da autocorrelação espacial. (Riqueza 1 km). ....	45
<b>Tabela 5.</b> Seleção dos modelos pelo critério de Akaike para amostras pequenas (AICc). (Riqueza 2,5 km). ....	46
<b>Tabela 6.</b> Estimativas dos coeficientes dos modelos GLM P após a inclusão do efeito da autocorrelação espacial. (Riqueza 2,5 km) ....	47
<b>Tabela 7.</b> Diversidade das áreas de estudo de acordo com a área de maior diversidade. ....	48
<b>Tabela 8.</b> Seleção dos modelos pelo critério de Akaike para amostras pequenas (AICc). (Diversidade 1 km) ....	48
<b>Tabela 9.</b> Estimativas dos coeficientes dos modelos GLM após a inclusão do efeito da autocorrelação espacial. (Diversidade 1 km) ....	48
<b>Tabela 10.</b> Seleção dos modelos pelo critério de Akaike para amostras pequenas (AICc). (Diversidade 2,5km) ....	49
<b>Tabela 11.</b> Estimativas dos coeficientes dos modelos GLM após a inclusão do efeito da autocorrelação espacial. (Diversidade 2,5 km) ....	49

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>16</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>18</b>
2.1. Urbanização em escala global .....	18
2.2. Urbanização em escala regional .....	19
2.3. Abelhas como bioindicadores do efeito da urbanização .....	20
2.4. As abelhas das orquídeas .....	21
2.5. Influência da urbanização na comunidade de abelhas .....	23
<b>3. OBJETIVOS</b> .....	<b>25</b>
3.1. Objetivo Geral .....	25
3.2. Objetivos Específicos .....	25
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>26</b>
4.1. Área de Estudo .....	26
4.2. Caracterização dos sítios de estudo .....	27
4.2.1. ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO ITAPIRACÓ (APA do ITAPIRACÓ) ....	27
4.2.4. CENTRO DE TRIAGEM DE ANIMAIS SILVESTRES (CETAS).....	32
4.2.5. SÍTIO SANTA EULÁLIA .....	33
4.2.6. UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO (UFMA) .....	34
4.2.7. AEROPORTO/CLA .....	35
4.3. Amostragem de Abelhas.....	35
4.4. Caracterização da paisagem e obtenção dos dados .....	37
<b>5. RESULTADOS</b> .....	<b>42</b>
5.1. Visão Geral .....	42
5.2. Modelos lineares generalizados .....	44
5.2.1. Riqueza .....	44
5.2.2. Diversidade .....	47

<b>6. DISCUSSÃO .....</b>	<b>50</b>
<b>7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>55</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>56</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A urbanização é um dos principais processos antropogênicos que contribuem para perda e fragmentação do habitat e extinção de diversas espécies. (NORMANDIN et al., 2017; SETO et al., 2013). É um processo generalizado em quase todo o mundo e altera drasticamente os ambientes, modificando a paisagem, gerando superfícies mais impermeáveis e distribuições artificiais (ARONSON et al., 2014; MCDONNELL; HAHS, 2008). Processos de urbanização são fatores chaves para entender os efeitos das mudanças no habitat de diversas espécies e como o crescimento das cidades está ligado aos impactos causados nos ecossistemas (SETO et al., 2013).

Embora a paisagem urbana represente uma pequena fração (< 5%) da superfície da Terra, todas as modificações causadas pelo processo de urbanização geram ecossistemas cada vez mais instáveis, com impactos significativos na biodiversidade, no clima e, conseqüentemente, na função dos serviços ecossistêmicos em todo o Globo (SETO et al., 2013; VITOUSEK et al., 1997).

Avanços na Ecologia de Paisagem e Macroecologia (DUELLI, 1997) têm revelado que, apesar da qualidade do habitat ser um fator importante em determinar a presença de uma espécie em determinado local, a diversidade dentro de um fragmento depende da estrutura da paisagem do entorno, o que é denominado de efeito matriz (BUREL' et al., 1998; FAHRIG; JONSEN, 1997; MILLER; BROOKS; TURNER, 1989). Nesse contexto, a matriz de uma paisagem urbana é caracterizada pela presença de bairros consolidados na cidade, que são compostos por residências, comércios, instituições, avenidas, pontes, viadutos, além de praças, parques e construções no geral ( MARTINS; CÂNDIDO, 2015). Esse tipo de matriz se desenvolve a medida em que ocorre a redução da cobertura vegetal e, conseqüentemente, redução da conectividade entre os fragmentos e substituição da vegetação nativa por espécies exóticas. Além de reduzir a complexidade do habitat e modificar a composição da paisagem, afetando a biodiversidade em diferentes escalas, causando alterações climáticas em nível local (CARDOSO; GONÇALVES, 2018; MARTINS; GONÇALVES; MELO, 2013; MCKINNEY, 2002, 2006, 2008; ZANETTE; MARTINS; RIBEIRO, 2005a).

A necessidade de organismos que indiquem rapidamente as complexas transformações antropogênicas do habitat é decisiva, visto que as mudanças ocorrem de maneira significativamente rápidas (LANDRES; VERNER; THOMAS, 1988; SIDDIG et al., 2016). Devido esta necessidade, as abelhas têm sido indicadas e utilizadas como indicadores ecológicos, especialmente por serem um grupo de fundamental importância como polinizadores



de diversas espécies de plantas silvestres e cultivadas (GARIBALDI et al., 2013; KEVAN, 1999). A preocupação pública com o declínio das abelhas está aumentando em todo o mundo e o grupo pode ser considerado um carro-chefe para a conservação (FORTEL et al., 2014)

Dentre as abelhas, as Euglossini são de fundamental interesse por constituírem um grupo de polinizadores de extrema importância na região Neotropical, com maior riqueza e diversidade em florestas tropicais úmidas (AGUIAR; GAGLIANONE, 2008; CÂNDIDO et al., 2018; DRESSLER, 1982a; SILVEIRA et al., 2015; SOFIA; SANTOS; SILVA, 2005).

Gonçalves e Faria (2021) discutiram os sete critérios de seleção para indicador ecológico aplicados para abelhas da tribo Euglossini (Hymenoptera: Apidae) e apresentaram conclusões que embasam a utilização das abelhas das orquídeas como indicadores ecológicos de distúrbios em florestas tropicais. As principais razões que sustentam seu uso são a facilidade de amostragem, taxonomia estabelecida e conhecimento suficiente dos padrões mais gerais sobre as respostas aos distúrbios (GONÇALVES; FARIA, 2021).

Embora alguns critérios para o uso de Euglossini como indicadores ainda necessitem de validação, estudos têm apontado algumas respostas à urbanização (ALLEN et al., 2019; CÂNDIDO et al., 2018; CARPER et al., 2014; STORCK-TONON et al., 2013). A presença e a abundância relativa de espécies particulares como *Eufriesea violacea* Blanchard, 1840, *Euglossa marianae* Nemésio, 2011 e *Eulaema nigrita* Lepeletier, 1841 têm sido consideradas como indicativas da qualidade do habitat. *Eufriesea violacea* Blanchard, 1840 e *Euglossa marianae* Nemésio, 2011 são sensíveis e dependentes de fragmentos florestais bem preservados, em bioma de Mata Atlântica (GIANGARELLI et al., 2009; NEMÉSIO, 2011), enquanto *Eulaema nigrita* Lepeletier, 1841 é um bom indicador de áreas perturbadas devido sua presença e alta abundância nesses ambientes, estando presentes em diferentes biomas (FARIA; MELO, 2012; GONÇALVES et al., 2014; NEMÉSIO, 2009a; OLIVEIRA; PINTO; SCHLINDWEIN, 2015; TONHASCA; BLACKMER; ALBUQUERQUE, 2002).

Tendo em vista a importância das abelhas, em especial, o papel das abelhas das orquídeas como bioindicadoras dos possíveis impactos causados pela crescente urbanização em suas comunidades, este estudo visa analisar os efeitos da urbanização na comunidade de abelhas Euglossini, a partir da análise da riqueza e da diversidade dessa tribo nos fragmentos florestais, avaliando a influência de cinco características da paisagem: vegetação florestal, vegetação arbustiva, área construída, solo nu e corpos d'água.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1. Urbanização em escala global

A urbanização é um processo que implica em alterações na biodiversidade e nos serviços de um ecossistema, acontecendo de forma complexa e dinâmica, e ao longo de diversas escalas de espaço e tempo (GRIMM et al., 2008; SETO et al., 2013). Seto et al (2013), em seu livro “Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities”, apontam cinco grandes tendências que decorrem do processo de urbanização: 1) as áreas urbanas estão se propagando de maneira mais acelerada do que as próprias populações urbanas; 2) a urbanização altera o local e o clima de uma determinada região; 3) a urbanização afeta a demanda por recursos naturais, ou seja, a expansão das áreas urbanas leva ao aumento da necessidade de recursos naturais como energia e água, e conseqüentemente, causa alterações (negativas) às biodiversidades e aos serviços ecossistêmicos (GÜNERALP; SETO, 2013; HUBACEK et al., 2009); 4) a urbanização tende a ocupar áreas próximas aos *hotspots* de biodiversidade se expandindo mais rapidamente nessas áreas do que em outras, podendo ocupar, até 2030, 1,8% de toda a diversidade biológica desse local; e 5) a urbanização terá um papel relevante, mas de forma negativa, no desenvolvimento sustentável. Já que a expansão urbana tende a coibir os investimentos para a proteção da diversidade biológica e para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (SETO et al., 2013).

De acordo com a ONU, em 1900, a população urbana global era de 13% tendo um aumento gradual para 29% em 1950. Se esse crescimento continuar nesse ritmo, estima-se que até 2050 a população urbana global será de 70%. Como consequência da rápida expansão das áreas urbanas, ocorre a chamada periurbanização. A periurbanização é definida como o processo pelo qual áreas rurais, sejam próximas ou distantes do centro das cidades, são transformadas em regiões metropolitanas (SETO et al., 2013; WARD, 2003). Até 2030, a ONU prevê que um maior número de pessoas terá deixado as zonas rurais, mesmo na África e Ásia, que atualmente estão entre as menos urbanizadas do globo. Como esperado, o maior crescimento ocorrerá em países em desenvolvimento e, por volta da metade do século XXI, o total da população urbana passará de 2,5 bilhões em 2010 para 5,3 bilhões em 2050 (UNITED NATIONS, 2017).

Os principais impactos causados pelo processo de urbanização em paisagens naturais são alterações climáticas e a fragmentação (CARPER et al., 2014; HAUSMANN;

PETERMANN; ROLFF, 2016; POTTS et al., 2010; ZANETTE; MARTINS; RIBEIRO, 2005b).

Em relação ao clima, as áreas urbanas modificam seus climas locais e regionais através do efeito de “Ilha de Calor Urbano” e da alteração do padrão de precipitação, que juntos irão impactar significativamente a rede de produção primária, as funções dos ecossistemas e a biodiversidade. As alterações na cobertura da terra associadas à urbanização têm impactos consideráveis na temperatura e precipitação nas áreas urbanas e arredores. Em algumas partes do mundo, observa-se um aumento considerável na precipitação regional devido à urbanização, enquanto em outras regiões há um declínio mensurável na precipitação (VITOUSEK et al., 1997). A conversão de superfícies vegetadas em superfícies duras modifica a troca de calor, água, gases tóxicos e aerossóis entre a superfície terrestre e a atmosfera subjacente, levando ao que chamamos de “efeito urbano de ilha de calor”, caracterizado por temperaturas diurnas e noturnas elevadas, em áreas urbanas e/ou próximas, quando comparadas com regiões vizinhas (SETO et al., 2013).

A fragmentação do habitat pode resultar na extinção de espécies por uma série de mecanismos que podem agir isoladamente ou em combinação. Esses mecanismos incluem invasão por competidores ou predadores exóticos, imigração reduzida, perturbação na matriz circundante, efeitos de borda, mudanças na estrutura da comunidade e tamanhos populacionais reduzidos (CANE et al., 2006; TURNER, 1996). Além disso, a fragmentação afetará a vegetação natural daquele ambiente, impactando negativamente na riqueza, abundância e diversidade das espécies daquele local (CARPER et al., 2014). Dessa maneira, o entendimento acerca do processo de urbanização é essencial para redução dos impactos que são, e serão, causados ao longo do tempo, e para entender qual a influência da expansão urbana sobre a diversidade da fauna e flora de um determinado ambiente (CARPER et al., 2014; SÁNCHEZ; CASTELLANOS; MENDOZA, 2016; ZANETTE; MARTINS; RIBEIRO, 2005).

## **2.2. Urbanização em escala regional**

A Amazônia Maranhense representa 24,46% do território do Estado, abrangendo 81.208,40 km<sup>2</sup> desse território. No Maranhão estão localizados 62 municípios dentro da Amazônia Legal, todavia o estado possui o menor grau de ocupação do espaço com áreas protegidas, apresentando um nível alto de desmatamento e fragmentação do hábitat, além de possuir um dos menores índices de desenvolvimento humano (MARTINS; OLIVEIRA, 2011).

Em 2010, as áreas urbanas no Maranhão ocupavam 0,45% (1479 km<sup>2</sup>) do seu território de 333.937 km<sup>2</sup>, com população de 4.147.149. Em 2015, dos 20 municípios com maior população urbana do Brasil, São Luís foi classificada em 12º lugar (FARIAS et al., 2017), representando cerca de 15,6% (1.091.968) do total populacional do Estado estimado em 7.000.029 em 2017.

Historicamente São Luís, passou por uma intensa urbanização, principalmente a partir da década de 70, que acelerou a ocupação espacial da cidade, dificultando o controle municipal sobre o ordenamento do território. Fato que levou ao adensamento populacional ao longo de áreas concentradoras de trabalho e áreas periféricas (BARBOSA, 2017). Atualmente, o município de São Luís apresenta expansão urbana fragmentada, com diversos problemas, principalmente na questão do uso do solo urbano e na malha viária. Segundo o IBGE, 2012 o município apresenta mais de um milhão de habitantes sem levar em consideração os municípios que compõe a Ilha do Maranhão, São José de Ribamar, Paço do Lumiar e Raposa. O crescimento urbano atual da cidade é evidenciado com a expansão de bairros para além das já densas áreas mais afastadas do centro (BARBOSA, 2017).

Do ponto de vista ambiental, a acelerada taxa de crescimento urbano na região metropolitana de São Luís vem reduzindo a cobertura vegetal dos remanescentes de mata amazônica ainda presentes na cidade, causando aumento da temperatura local, alteração do padrão espaço-temporal da pluviosidade e diferenças na umidade relativa (PINHEIRO; TEIXEIRA; CALDAS, 2014).

### **2.3. Abelhas como bioindicadores do efeito da urbanização**

Bioindicadores são organismos vivos que são facilmente monitorados e que indicam rapidamente as complexas transformações antropogênicas do habitat onde são encontrados (LANDRES; VERNER; THOMAS, 1988; SIDDIG et al., 2016). Podem ser classificados em três categorias de acordo com às suas principais aplicações: (i) ambientais, ao responder a compostos químicos, por exemplo; (ii) ecológico, quando relacionado a distúrbios como fragmentação de habitat, e (iii) como estimadores de biodiversidade (MCGEOCH, 1998). Grupos de espécies são necessários para o uso como espécies bioindicadoras, visto que nenhuma espécie isolada deve indicar uma condição de todo um ecossistema, pois muitos fatores não relacionados à degradação ecológica podem afetar o status populacional de uma espécie bioindicadora (CARIGNAN; VILLARD, 2002). Vários grupos de invertebrados e vertebrados têm sido propostos como indicadores com base nessas estruturas ou em outras

justificativas (SIDDIG et al., 2016) e os critérios para a seleção de indicadores dependem do objetivo e escala específicos da perturbação medida naquele ambiente (CARIGNAN; VILLARD, 2002; SIDDIG et al., 2016).

Reyes-Novelo et al. (2009) compilaram sete critérios mais comuns para seleção de indicadores ecológicos e discutiram sua aplicação às abelhas: taxonomia bem resolvida, conhecimento da história natural dos organismos, relações estabelecidas com organismos de níveis tróficos basais (produtores), facilidade de captura e manipulação, distribuição geográfica ampla e por diferentes habitats, especificidade de nicho e potencial econômico. Devido a sua importância na manutenção das comunidades naturais e no processo de recuperação de áreas perturbadas, avaliar as abelhas como potenciais indicadores é essencial, uma vez que estão envolvidas na reprodução de mais de 50% das plantas superiores e por atuarem como vetores de pólen (REYES-NOVELO et al., 2009).

O'Toole and Raw (2004) categorizaram as abelhas em três principais guildas de acordo com seu comportamento de nidificação: espécies que nidificam no solo, espécies que nidificam acima do solo e espécies cleptoparasitas. A maioria das abelhas fazem parte do primeiro grupo e nidificam no solo escavando túneis ou ocupando cavidades pré-existentes. O segundo nidifica acima do solo e utilizam as cavidades em rochas, madeira, ramos de plantas, túneis abandonados ou cavidades criadas por outros insetos. O terceiro grupo são abelhas que fazem seus ovos em ninhos de outras espécies de abelhas (FORTEL et al., 2014, 2016; POTTS et al., 2005). Dessa maneira, além dos critérios demonstrados por Reyes-Novelo et al. (2009), essas características biológicas e ecológicas permitem classificar as abelhas em grupos funcionais e avaliar como a fragmentação e a urbanização afeta esse grupo (FORTEL et al., 2014, 2016; POTTS et al., 2005).

#### **2.4. As abelhas das orquídeas**

Euglossini é uma tribo de abelhas popularmente chamada de abelhas das orquídeas. Possuem essa denominação, pois os machos dessa tribo são os principais polinizadores de diversos grupos de orquídeas do Novo Mundo (CAMERON, 2004). É um grupo amplamente distribuído na região Neotropical e tem ocorrência do norte da Argentina ao sul dos Estados Unidos (SILVEIRA; MELO; ALMEIDA, 2002). Abrange abelhas grandes e robustas, em sua maioria com coloração metálica. Essas abelhas estão presentes em diferentes biomas, mas sua ocorrência é mais diversificada nas florestas úmidas (SILVEIRA; MELO; ALMEIDA, 2002).

O relacionamento das Euglossini com as orquídeas funciona como um sistema de dependência, pois diversidades de espécies neotropicais de orquídeas são polinizadas somente por abelhas desse grupo (SOFIA; SANTOS; SILVA, 2005). Os machos coletam os compostos aromáticos presentes nas orquídeas e os armazenam em suas tíbias traseiras (PIRES et al., 2014). Posteriormente, eles expõem os aromas em pequenas amostras às fêmeas durante o namoro (SKOV et al., 2016). Rebêlo (2001) apresenta uma lista geral de compostos aromáticos que são atrativos para abelhas desse grupo, além de fornecer a lista de plantas que exibem estes compostos.

As Euglossini possuem características bem peculiares e marcantes como cores metálicas, que variam do verde ao azul, roxo, marrom e preto (DRESSLER, 1982b). Alguns gêneros possuem glossa (língua) longa, ultrapassando o tamanho do corpo, e no caso dos machos, metatíbias especializadas na coleta e armazenamento de compostos aromáticos, como já citado (MOURE; D. URBAN; G.A.R. MELO, 2007; NEMÉSIO, 2009b; NEMÉSIO; RASMUSSEN, 2011; RAMÍREZ et al., 2010; ROUBIK; HANSON, 2004).

Além de suas interações com as orquídeas, as Euglossini também têm sido alvo de estudos evolutivos que estão relacionados a sociedades primitivas, mimetismo e sua relação sexual (CAMERON, 2004).

Compreendem cerca de 180 espécies, classificadas em 5 gêneros existentes: *Aglae*, *Eufriesea*, *Euglossa*, *Exaerete* e *Eulaema* (BEMBÉ.B., 2004).

O gênero com maior número de espécies é *Euglossa* Latreille, 1802 com cerca de 110 espécies descritas (ANJOS-SILVA, 2008; BEMBÉ.B., 2004; HINOJOSA-DÍAZ, 2007; MOURE; SCHLINDWEIN, 2002; RASMUSSEN; SKOV, 2006). Este gênero ocorre desde o México até o Nordeste da Argentina (DRESSLER, 1982b; MOURE; SCHLINDWEIN, 2002; ROUBIK; HANSON, 2004). As espécies de *Euglossa* possuem tamanhos que variam entre 8 e 18mm, com coloração verde, azul, bronze ou marrom.

O gênero *Eufriesea* Cockerell, 1909 abrange aproximadamente 60 espécies descritas, que alcançam desde o sudeste dos Estados Unidos da América até o nordeste da Argentina (MINCKLEY; REYES, 1996; RAMÍREZ; DRESSLER; OSPINA, 2002; ROUBIK; HANSON, 2004). São abelhas de tamanho médio a grande, variando entre 14 e 26mm. Possuem a face verde metálica ou ligeiramente azul e muitas espécies são muito brilhantes (DRESSLER, 1982a).

O gênero *Eulaema* Lepeletier, 1841 ocorre do Paraguai ao Centro do México (CAMERON, 2004; OLIVEIRA, 2006) e compreende cerca de 20 espécies (RAMÍREZ et al.,

2010). As espécies do gênero *Eulaema* são grandes variando entre 20 e 30mm e, como em *Eufriesea*, possuem muitos pelos, porém sem palpos labiais com dois segmentos, e sem coloração azulada ou verde na face. Sua coloração é escura e em algumas espécies possuem combinações de cores com a presença de cerdas amarelas ou esbranquiçadas (DRESSLER, 1982a).

*Exaerete* Hoffmannsegg, 1817 é um gênero representado por sete espécies cleptoparasitas que ocorrem desde o México até o sudeste da Argentina (ANJOS-SILVA; REBÊLO, 2006). São abelhas grandes, variando entre 15 e 28mm de comprimento. Possuem coloração verde, azul-esverdeada, ou azul, brilhantes, possuem um escutelo convexo e com protuberâncias. As fêmeas parasitam ninhos de *Eufriesea* e *Eulaema* (RAMÍREZ et al., 2010).

O gênero *Aglae* Lepeletier, 1825 contém uma única espécie, *Aglae caerulea*. Está espécie ocorre na Bacia Amazônica, Bacia Platina, Guiana, Panamá e Colômbia Ocidental (ANJOS-SILVA; REBÊLO, 2006). É uma espécie cleptoparasita, assim como *Exaerete*, que parasita ninhos de *Eulaema*. Apresenta comprimento que varia de 23 a 25mm com uma coloração escura acinzentada (DRESSLER, 1982a).

## **2.5. Influência da urbanização na comunidade de abelhas**

Dentre os insetos, as abelhas são os principais polinizadores das angiospermas, influenciando diretamente na manutenção e estrutura das diversidades biológicas (MICHENER, 2007). Além disso, seu comportamento tem garantido também o estudo de indicadores de qualidade ambiental em áreas naturais e/ou antrópicas. Diversos estudos têm demonstrado como a perda e a fragmentação de habitats tem afetado, negativamente, a estrutura da comunidade de abelhas e a estruturação ecológica do ecossistema, principalmente, a polinização (AGUIAR; GAGLIANONE, 2008; CARPER et al., 2014; KEVAN; VIANA, 2003; POTTS et al., 2010; ZANETTE; MARTINS; RIBEIRO, 2005). A associação entre as abelhas e as angiospermas representa a mais importante relação mutualística nos Hymenoptera (LASALLE; I.D. GAULD, 1993) e o desaparecimento das abelhas poderia ser seguido pelo desaparecimento de muitas espécies de plantas (BIESMEIJER et al., 2006) e vice-versa. As flores são a principal fonte nutricional das abelhas e, juntamente com os materiais de nidificação dos quais necessitam, constituem seu principal habitat, evidenciando a polinização como uma das interações ecológicas mais importantes e um dos serviços ecossistêmicos mais valiosos economicamente (FREITAS et al., 2009; GALLAI et al., 2009; KEVAN; T.P. PHILLIPS, 2001).

Entre os efeitos negativos da urbanização tem sido apontado a redução da cobertura vegetal e a substituição da flora nativa, afetando diretamente a disponibilidade de recursos de forrageamento e a menor oferta e disponibilidade de locais de nidificação, além disso, a ameaça mais grave, atualmente, é o uso cada vez mais intensivo de agrotóxicos e pesticidas, que tem causado a morte de milhares de abelhas (FERREIRA et al., 2013).

As características ecológicas e comportamentais das abelhas também influenciam em suas respostas às mudanças antrópicas na paisagem (BURDINE; MCCLUNEY, 2019; CARDOSO; GONÇALVES, 2018; GESLIN et al., 2016; HARRISON; GIBBS; WINFREE, 2018). Abelhas solitárias tem maior suscetibilidade aos efeitos da urbanização do que abelhas sociais, possivelmente devido à sua menor abundância e menor flexibilidade comportamental e ecológica (BANASZAK-CIBICKA; ZMIHORSKI, 2012; CHAPMAN; BOURKE, 2001). Cardoso e Gonçalves (2018) demonstram que a queda na riqueza de abelhas solitárias é inversamente proporcional a de abelhas altamente eusociais em áreas urbanas. Além disso, locais de nidificação também podem alterar a resposta das abelhas à modificação do habitat, visto que abelhas que nidificam no solo parecem ser mais vulneráveis à urbanização do que aquelas que nidificam acima do solo (GESLIN et al., 2016). As abelhas com hábitos cleptoparasitas também podem ser um grupo vulnerável em paisagens perturbadas (SHEFFIELD et al., 2013), visto que as fêmeas depositam seus ovos no ninho de uma espécie diferente de abelha, e sua larva amadurece nas provisões armazenadas no ninho da espécie hospedeira (ROZEN, 2001). Sendo assim, sua presença é dependente da abundância de seu hospedeiro, fazendo com que respondam a distúrbios em um nível trófico mais alto (GRAF; SCHNEIBERG; GONÇALVES, 2022).



### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1. Objetivo Geral**

Analisar o efeito da urbanização na riqueza e diversidade de abelhas Euglossini em remanescentes de Mata Amazônica no Município de São Luís.

#### **3.2. Objetivos Específicos**

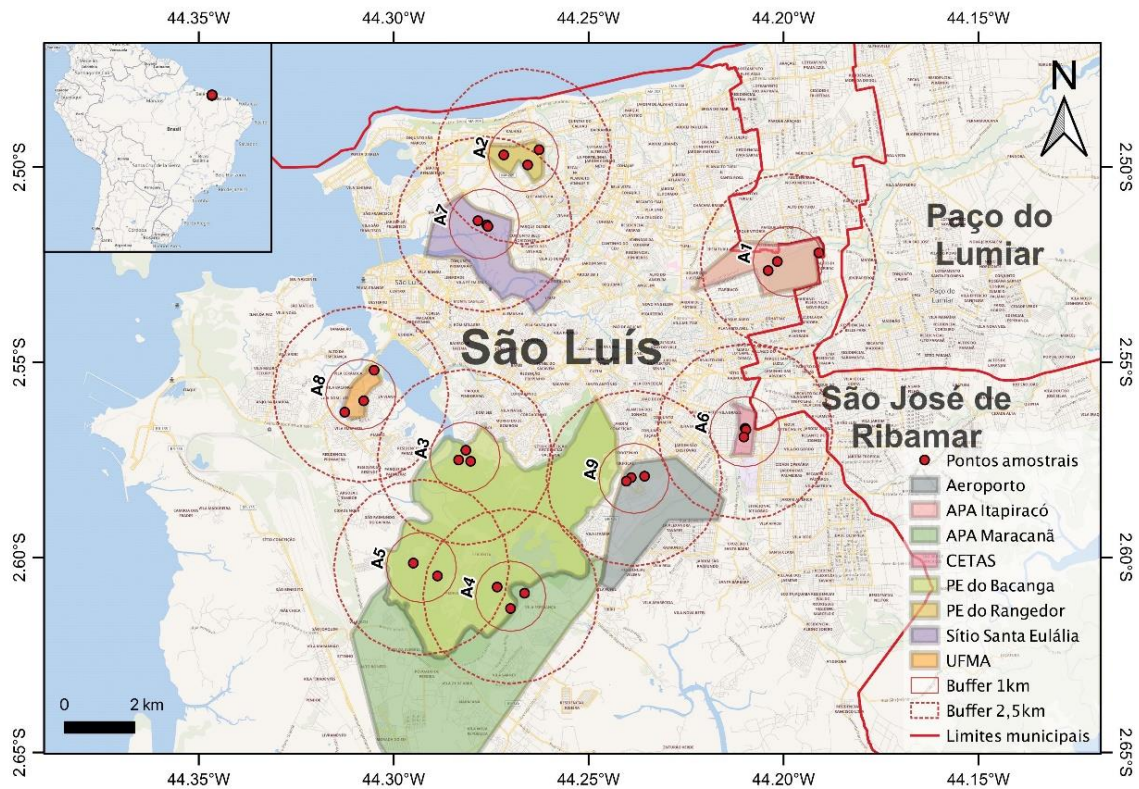
- Estimar a riqueza de abelhas Euglossini em cada uma das áreas florestais urbanas no Município de São Luís;
- Estimar a diversidade de abelhas Euglossini em cada uma das áreas florestais urbanas no Município de São Luís;
- Analisar os efeitos da vegetação florestal, vegetação arbustiva, área construída, solo nu e corpos d'água sobre a riqueza e diversidade de abelhas Euglossini em cada uma das áreas de estudo;

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. Área de Estudo

O presente estudo foi realizado no município de São Luís (Fig. 1), capital do estado do Maranhão, localizada politicamente na região nordeste do Brasil. São Luís possui uma população estimada de 1.115.932 habitantes e uma área territorial de 583,063km<sup>2</sup> (IBGE, 2021), com densidade populacional de 1.328,5 hab./km<sup>2</sup>, sendo o mais populoso do estado (IBGE, 2020). De acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, a região possui clima do tipo Aw, tropical chuvoso, com temperaturas que variam entre 26°C e 33°C ao longo do ano, com precipitação média de 2.000 mm/ano, concentrados entre fevereiro e maio (INMET, 2018). A cobertura vegetal local abrange floresta latifoliada, babaçual, vegetação de dunas, restinga e manguezal dentro da ecorregião da Floresta Amazônica.

Foram selecionados nove locais de amostragem: seis em áreas de unidade de conservação (Área de Proteção Ambiental do Itapiracó, Parque Estadual do Bacanga, Parque Estadual do Rangedor e Unidade de Conservação (UC) de Uso Sustentável/SÍTIO SANTA EULÁLIA) e três em áreas de instituições federais e áreas militares, estando a Universidade Federal do Maranhão (UFMA) e o Centros de Triagem de Animais Silvestres (CETAS) localizados em áreas de instituições federais e o Escritório São Luís – Centro de Lançamento de Alcântara (ESL - CLA) em área militar (Fig. 1). Em cada área foram delimitados dois *buffers* de 1km e 2,5 km de raio para caracterização dos parâmetros da paisagem (Fig. 1).



**Figura 1.** Mapa do município de São Luís, com as localizações das áreas de estudo e *buffers* (1km e 2,5m de raio): A1 - APA do Itapiracó; A2 - PE do Rangedor; A3 - Sítio do Físico; A4 - IFMA; A5 – Sítio Mangalho; A6 – CETAS; A7 – Sítio Santa Eulália; A8 – UFMA e A9 – AEROPORTO. (Mapa Elaborado por Muniz, D.B.).

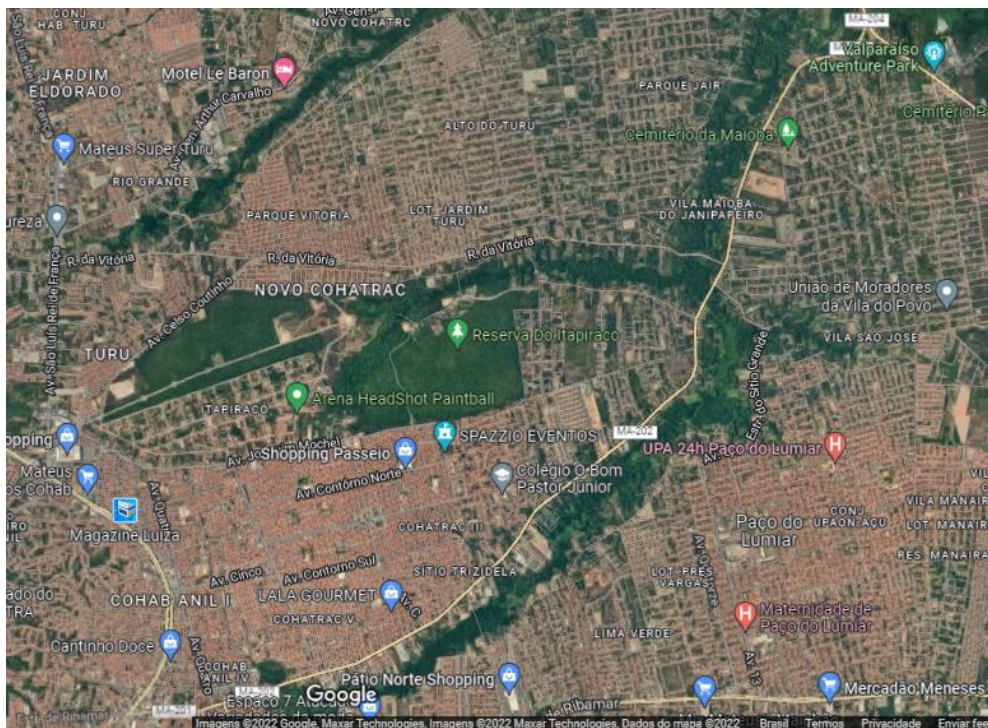
## 4.2. Caracterização dos sítios de estudo

### 4.2.1. ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO ITAPIRACÓ (APA do ITAPIRACÓ)

A APA do Itapiracó abrange uma área com cerca de 322 hectares, incluindo matas de galeria ao longo do Rio Itapiracó. Está localizada no Bairro do Turu no município de São Luís, divisando ao norte com o conjunto Parque Vitória; ao Sul, com o condomínio Itapiracó; a Leste, com o loteamento Soterra e o Cohatrac e a Oeste, com o conjunto Ipem Turu (SEMA, 2020). A vegetação local apresenta formações Amazônicas Periodicamente Alagada, correspondendo a 20% da cobertura vegetal distribuídas no contorno do rio Itapiracó, com trechos de 30% a 40% de Mata de Terra Firme (PEREIRA *et. al.*, 2015). Segundo Pereira et al. (2015), a Mata Periodicamente Alagada caracteriza-se por uma altura média de vegetação entre 10 e 20 m, com densos povoamentos de algumas espécies, tais como os das palmeiras de Juçara (*Euterpe edulis* Mart) e de Buriti (*Mauritia vinifera*), com algumas espécies exóticas, como o Dendê (*Elaeis guineensis*). Por outro lado, a Mata de Terra Firme caracteriza-se por uma área degradada de

menor capacidade regenerativa, constituída de vegetação de *Carrasco*, com alturas variando de 2 a 4 m, com a ocorrência frequente de Tucum (*Astrocaryum vulgare*), Janaúba (*Himatanthus articulata*), Cansanção (*Cnidocolus urens*), Sapucarana (*Eschweilera aff. Ovata*), Ariri (*Syagrus coccooides*) e outras. Também apresenta uma área com vegetação em regeneração, na qual se observa setores mais degradados e outros mais preservados, com espécies como Jatobá (*Hymenaea courbaril*), Pau roxo (*Peltogyne confertiflora*), Bacuri (*Platonia insignis*), Pau d'arco (*Tabebuia serratifolia* e *T. aff. alba*) e outras.

A APA do ITAPIRACÓ é uma área caracterizada pelo crescimento urbanístico (PEREIRA et. al., 2015), sofrendo com prejuízos à biodiversidade local e à saúde da população residente na área seja pelo acúmulo de lixo e esgoto do entorno, lançado diretamente nos cursos d'água, poluindo-os e causando riscos potenciais para o habitat aquático, ou, seja pelo amontoamento de resíduos sólidos orgânicos e inorgânicos de origem doméstica em vários pontos da APA (BITTENCOURT et al., 2012; RODRIGUES et al., 2020) (Fig.2).



**Figura 2.** Imagem de satélite da APA DO ITAPIRACÓ, SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS).

#### 4.2.2. PARQUE ESTADUAL DO SÍTIO DO RANGEDOR

O Parque Estadual do Sítio Rangedor localiza-se no bairro Calhau, entre o Sítio Santa Eulália e o Sítio Rangedor. O Parque abrange uma área de 1209,55 km<sup>2</sup>, dos 8.516.000 km<sup>2</sup> brasileiros, e ocupa 162 ha. Está inserido na zona de transição entre os biomas amazônico (Amazônia Oriental) e cerrado, considerado uma área de recarga de aquífero, contendo nascentes e participando da dinâmica dos rios Calhau e Anil. O destaque topográfico, em relação às áreas adjacentes, são as rochas sedimentares que dão origem a solos permeáveis e a vegetação, constituem ambiente propício à infiltração de águas provenientes de precipitações pluviométricas. Estes atributos, somados à sua condição de área pública com extensão considerável em meio urbano densamente povoado, tornam o parque uma área favorável à recarga de aquífero, além de influenciar na manutenção do microclima da região, na salinidade dos rios próximos, sendo abrigo de vegetação e de animais nativos. Portanto, é inegável a sua contribuição para a qualidade ambiental da Ilha de São Luís (SEMA, 2017, 2020) (Fig.3).

Anteriormente o Parque Estadual do Rangedor era conhecido como Estação Ecológica. *“A Estação Ecológica Sítio Rangedor foi estabelecida como uma área totalmente protegida pelo decreto estadual 21.797/2005, com uma área inicial de 126 hectares. Posteriormente, o decreto estadual 23.303/2007 reduziu a área para 120,95 hectares. Em 1991, foi construído o Palácio Henrique de La Roque, o Centro Administrativo do Estado do Maranhão, nas proximidades da estação. A criação da estação ecológica foi fruto de mobilização para a preservação ambiental da área, tendo em vista que a nova sede da Assembleia Legislativa foi construída no local (2008), bem como o Multicenter do Sebrae e o Centro de Convenções Pedro Neiva de Santana, além da futura construção da nova sede do Instituto Metrologia e Qualidade Industrial do Maranhão. A lei 10.455/16 alterou a categoria de unidade de conservação da Estação Ecológica do Sítio Rangedor, que passou a denominar-se Parque Estadual do Sítio Rangedor. Anteriormente, visitas públicas eram permitidas apenas para fins educacionais. Com a nova classificação, a unidade visa preservar o ecossistema natural de grande importância ecológica e beleza cênica, apoiar a pesquisa científica e a educação e interpretação ambiental e apoiar a recreação em contato com a natureza e o turismo ecológico. Em 2017, foi iniciada a construção de um espaço que contará com três praças grandes e quatro intermediárias, dois estacionamentos, pista de caminhada, ciclovia, trilhas naturais, playgrounds, academias ao ar livre, campo de beach soccer oficial, quadras poliesportivas, espaços de convivência e uma lagoa, além da recuperação de áreas degradadas”*

(<https://www.sema.ma.gov.br/unidades-de-conservacao/> acesso em 30/05/2021). SEMA, 2017).



**Figura 3.** Imagem de satélite do Parque Estadual do SÍTIO DO RANGEDOR, SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS).

#### 4.2.3. PARQUE ESTADUAL DO BACANGA

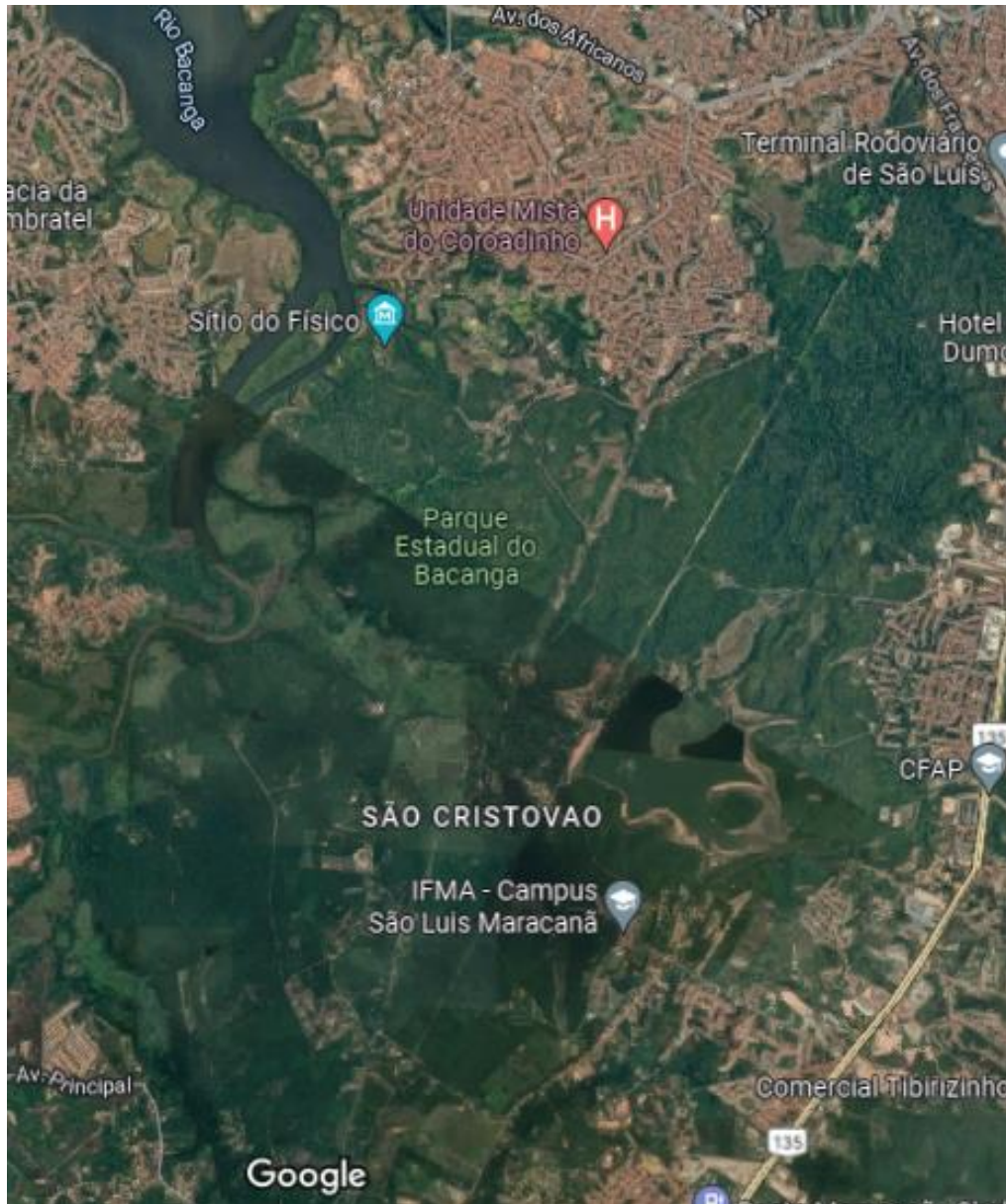
O Parque Estadual do Bacanga (PEB) é uma Unidade de Conservação (UC) Estadual. Possui uma área de aproximadamente 3115 hectares e está totalmente inserida no bioma Amazônia e Costeiro. O PEB foi criado em 1980 e alterado pelo decreto nº 9.550, de 10 de abril de 1984, com o objetivo de preservar ambientes naturais que ainda se encontram inatos em determinadas áreas da região e que possam ser favoráveis ao desenvolvimento de atividades humanas de caráter científico, educativo e recreativo. É considerada atualmente uma Unidade de Proteção Integral na categoria de Parque Estadual, conforme o Sistema Estadual de Unidades de Conservação (SEUC), Lei Ordinária nº 9.413, de 13 de julho de 2011. Abrange nove comunidades da zona rural da região sudoeste do município de São Luís, envolvendo a bacia do Bacanga, estando a 5 quilômetros do centro de São Luís (SEMA, 2020). Apresenta também manguezais, em ambientes costeiros influenciados pelas marés, e Mata dos Cocais. Algumas espécies de vegetais encontradas são o angelim, a embaúba, o buriti e o babaçu.

Dentro dos limites do PEB estão localizadas 3 áreas de estudo: o Sítio do Físico, O IFMA (Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão) do Maracanã e o Sítio Mangalho (Fig.4).

O **Sítio do Físico** é um sítio arqueológico, aberto à visitação pública, que possui grande importância. Foi construído entre o fim do século XVIII e início do XIX, próximo ao Igarapé do Coelho (afluente do rio Bacanga) e tombado pelo Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional (Iphan). Seu proprietário era o Físico-mor da 15ª então Capitania Geral do Maranhão, Antônio José da Silva Pereira. O local abrigou a primeira indústria da região, com o beneficiamento do couro, arroz e ainda a fabricação de cera e cal. Após a morte do físico, em 1817, passou a fabricar fogos de artifícios. Além da residência do físico, faziam parte do conjunto: curtume, fornos, conjunto de tanques, poços, armazéns, cais, laboratório, rampas, telheiros e canalizações com caixa de distribuição para os tanques (BANDEIRA, 2017; SEMA, 2020).

O **IFMA do Maracanã** está situado no bairro do Maracanã e possui uma área de 217 hectares. Estando presente dentro do PEB possui uma vegetação remanescente de floresta amazônica, juntamente com áreas de manguezais, cerrado e matas ciliares. Dentro dos limites do instituto também possui plantações de subsistência, como a cultura do limão, banana, milho e outros (IFMA, 2015).

O **Sítio Mangalho** é uma área de propriedade particular localizada no bairro do Maracanã. A cobertura vegetal original dessa área de estudo era caracterizada por uma matriz de mata ombrófila. Entretanto, devido a antropização, partes da cobertura vegetal original sofreram alterações sendo substituídas por capoeiras, campos ou bananal e outras culturas. A mata ombrófila faz contato com uma área de mangue adjacente. A vegetação de mata ombrófila era então composta por árvores de médio a grande porte, algumas com copa densa, remanescentes da flora original e nativas da região da Ilha de São Luís (FARIAS-FILHO, 2010). Algumas áreas de mata em determinadas épocas do ano ficam alagadas, geralmente em terrenos mais próximos a cursos d'água. Nessas áreas a vegetação é composta por palmeiras de várzea como a juçara e o buriti.

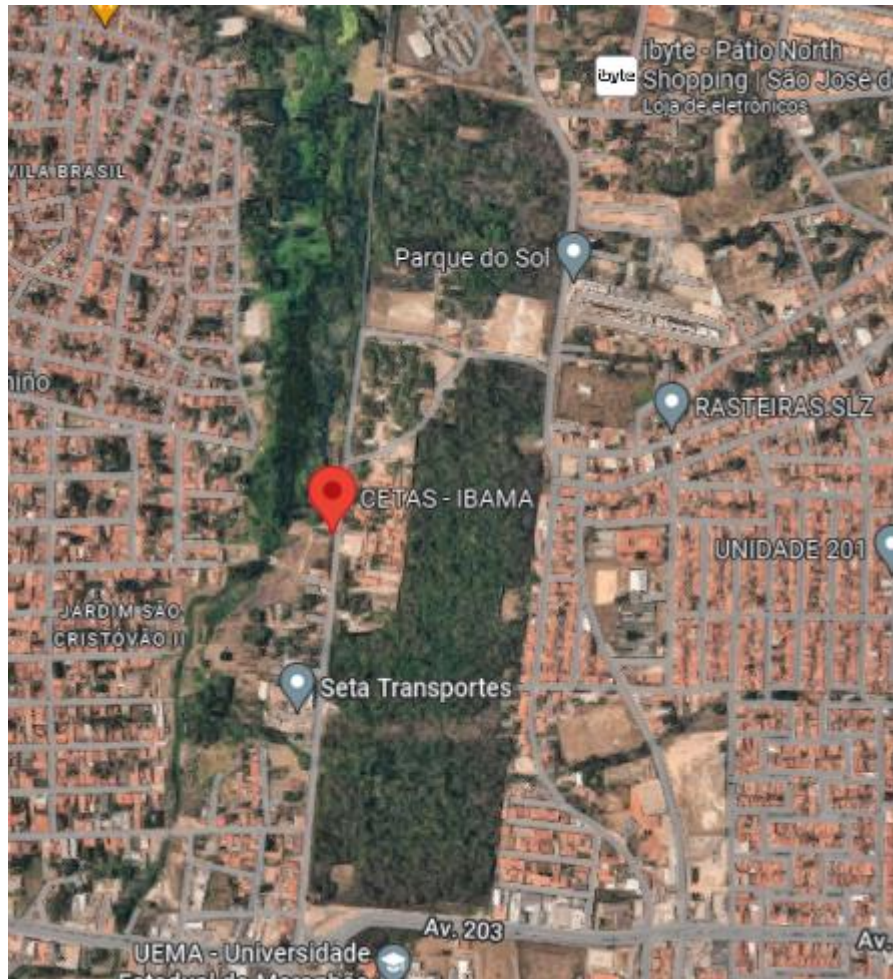


**Figura 4.** Imagem de satélite do PEB (PARQUE ESTADUAL DO BACANGA), com a localização do SÍTIO DO FÍSICO E DO IFMA /CAMPUS MARACANÃ. SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS).

#### **4.2.4. CENTRO DE TRIAGEM DE ANIMAIS SILVESTRES (CETAS)**

O Centro de Triagem de Animais Silvestres (CETAS) de São Luís é ligado ao Núcleo de Fauna da Superintendência do IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis) no Estado do Maranhão e gerenciado pelo mesmo e tem como encargo resgatar e receber animais silvestres. Está localizado no Horto Florestal do IBAMA da Maiobinha, no município de São Luís (IBAMA, 2021) (Fig.5).





**Figura 5.** Imagem de satélite da área do CENTRO DE TRIAGEM DE ANIMAIS SILVESTRES (CETAS)/IBAMA, localizado no Horto Florestal da Maiobinha. SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS).

#### 4.2.5. SÍTIO SANTA EULÁLIA

O Sítio Santa Eulália é uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável. Localizado em uma região urbanizada, está em constante crescimento e expansão urbana. O Sítio Santa Eulália possui aproximadamente 1000 hectares, e em 2012 foi fragmentado pela construção de uma rodovia, conhecida como Via Expressa, tendo sua área dividida em dois fragmentos de aproximadamente 430 hectares, composto basicamente de manguezal, e 560 hectares, composto por uma vegetação florestal do tipo arbórea, com a área de mangue e mata à margem do Igarapé dos Vinhais, que deságua no rio Anil (MASULLO; CASTRO; ROCHA, 2017; SILVA et al., 2021) (Fig.6).



**Figura 6.** Imagem de satélite da área do SÍTIO SANTA EULÁLIA/BOPE. SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS).

#### 4.2.6. UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO (UFMA)

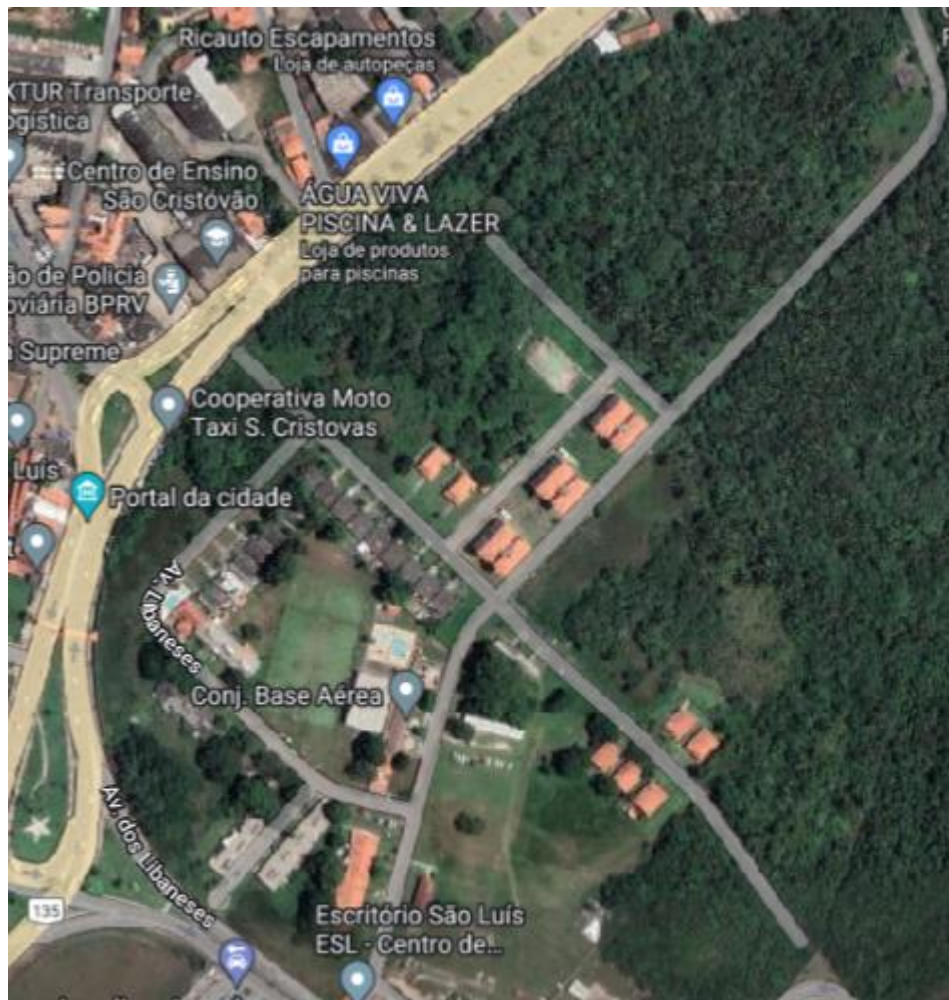
A UFMA Campus Bacanga - Cidade Universitária Dom Delgado está localizada em uma área de transição entre o clima semiárido nordestino e tropical úmido da Amazônia. Possui uma vegetação do tipo arbustiva e herbácea que sofreu grandes modificações ao longo de 50 anos devido a ação antrópica (ALVARES et al., 2013; INMET, 2018) (Fig.7).



**Figura 7.** Imagem de satélite da área do CAMPUS DOM DELGADO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO/UFMA. SÃO LUÍS, MA (imagem do GOOGLE MAPS).

#### 4.2.7. AEROPORTO/CLA

A área do Aeroporto é um local com grande influência antrópica. Os pontos de amostragem estavam localizados dentro da vila militar do Escritório São Luís - Centro de Lançamento de Alcântara (CLA), situado dentro das limitações do aeroporto. É uma área urbanizada, com diversos tipos de construções e pavimentos. O tipo de vegetação é em sua maioria de porte rasteiro, com plantações de mangueiras e árvores herbáceas e arbustivas, além de gramíneas e troncos (Fig.8) .

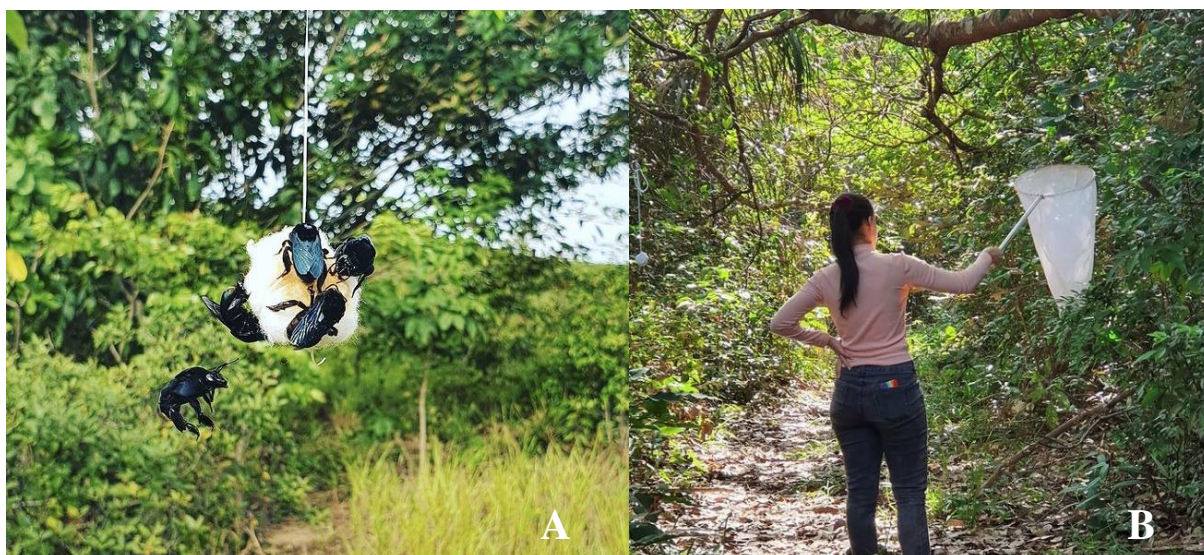


**Figura 8.** Imagem de satélite da área do Escritório São Luís - Centro de lançamento de Alcântara, localizado no AEROPORTO (imagem do GOOGLE MAPS).

#### 4.3. Amostragem de Abelhas

Cada área foi amostrada três vezes no período de abril a agosto de 2021. A amostragem foi realizada durante cinco horas por dia (7:00 às 12:00 horas). Foram utilizadas oito iscas aromáticas: Eucaliptol; Beta-Ionona; Metilindol; Cinamato de Benzila; Vanilina; Salicilato de

Metila; Dimetoxibenzeno e Acetato de Benzila. As essências foram disponibilizadas em chumaços de algodão (Fig. 9), de mesmo tamanho e volume, dispostos com o auxílio de barbantes a uma distância de um metro e meio do chão e distantes entre si cerca de dois metros, no mínimo (REBÊLO; GAROFALO, 1991). Redes entomológicas foram utilizadas para coletar os machos atraídos pelas essências (Fig. 9).

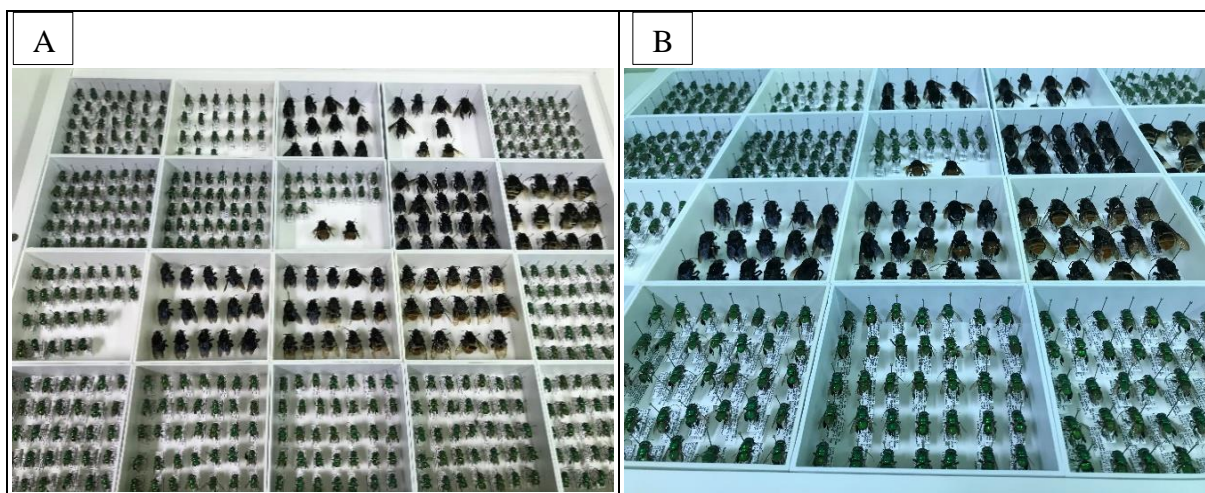


**Figura 9.** A. *Eulaema nigrita* visitando isca aromática (Metilindol). B. Método de coleta ativa (Rede Entomológica).

Os espécimes foram mortos em câmaras mortíferas contendo acetato de etila e, posteriormente, colocados em envelopes entomológicos identificados com a essência, o intervalo de coleta (com duração de uma hora), a data e o coletor, juntamente com as informações de temperatura e umidade de cada intervalo de coleta, que foram obtidas com auxílio de um termo-higrômetro.

O material foi triado, montado em alfinete entomológico (Fig. 10) e seco em estufa entre 40-45° C no Laboratório de Ecologia e Sistemática de Insetos Polinizadores e Predadores (LESPP) do Departamento de Biologia da Universidade Federal do Maranhão (UFMA). A identificação foi realizada até o menor nível taxonômico possível usando chaves e descrições presentes na literatura (BEMBÉ.B., 2004; BONILLA-GOMEZ; NATES-PARRA. G., 1992; DRESSLER, 1982c, 1982d, 1982e; FARIA; MELO, 2006; FERRARI; SCHLINDWEIN; NEMÉSIO, 2013; GONZALEZ; GRISWOLD; SIMÕES, 2017; HINOJOSA-DÍAZ; ENGEL, 2011; HINOJOSA-DÍAZ I. A; ENGEL, 2014; MOURE, 1969; MOURE; D. URBAN; G.A.R. MELO, 2007; MOURE; SCHLINDWEIN, 2002; NEMÉSIO, 2009b, 2009a, 2010; NEMÉSIO; FERRARI, 2011; NEMÉSIO; RASMUSSEN, 2011; REBÊLO J. M. M.; MOURE, 1995) e por

comparação com o material de referência já depositado na coleção do Laboratório de Ecologia e Sistemática do LESPP. Posteriormente, as identificações das espécies serão confirmadas por especialistas.



**Figura 10.** Exemplares de machos de *Euglossina* coletados nas áreas estudadas no período de abril a agosto de 2021 no município de São Luís, MA e depositados na coleção do LESPP/Departamento de Biologia/UFMA.

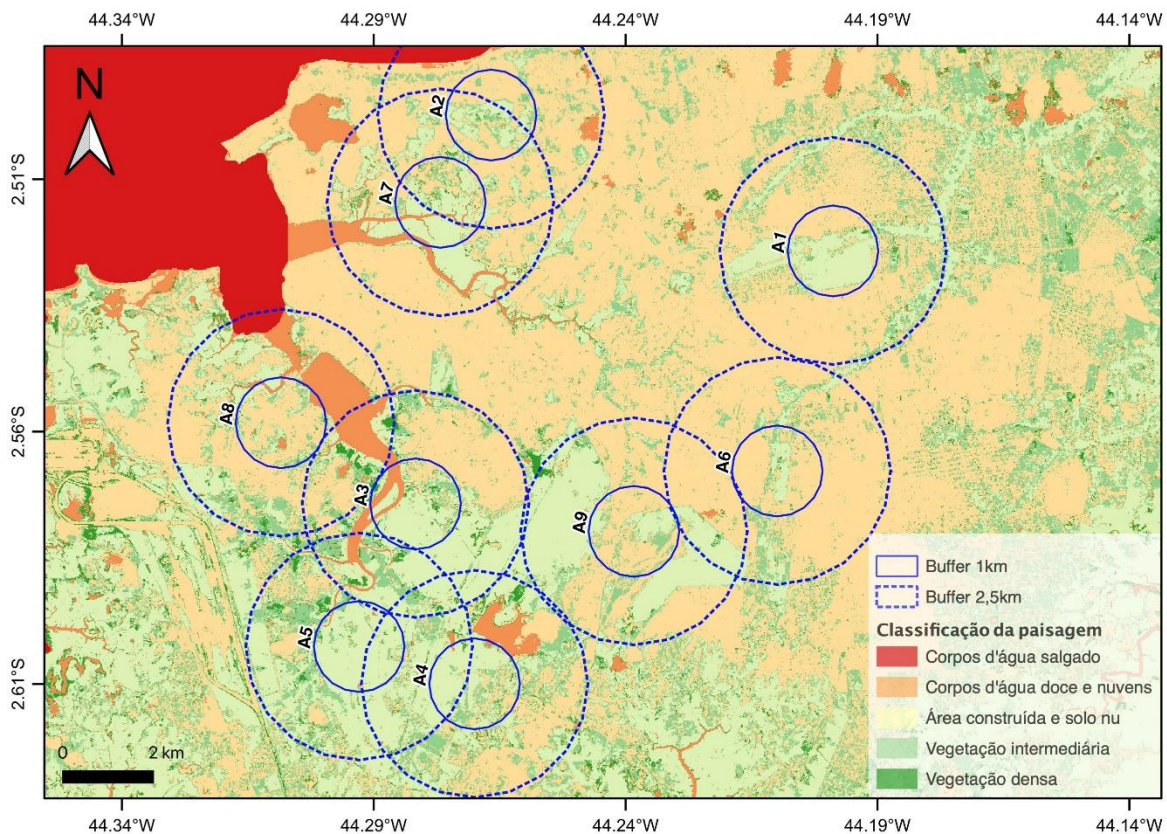
#### 4.4. Caracterização da paisagem e obtenção dos dados

Foram selecionadas cinco fisionomias para caracterizar as áreas de estudo: vegetação florestal, vegetação arbustiva, área construída, solo nu e corpos d'água (Fig. 11). A vegetação florestal consistiu em toda área de mata ombrófila, com árvores de grande e médio porte, ao passo que a vegetação arbustiva consistiu em plantas herbáceas, vegetação de porte rasteiro, ervas e arbustos. Para a área construída, os locais pavimentados, como asfalto, residências, edifícios, entre outros, foram incluídos. Ambientes de solo nu consistiram em todo tipo de solo natural sem vegetação, já os corpos d'água consistiram em acumulações significativas de água como rios, córregos, reservatórios e lagoas.

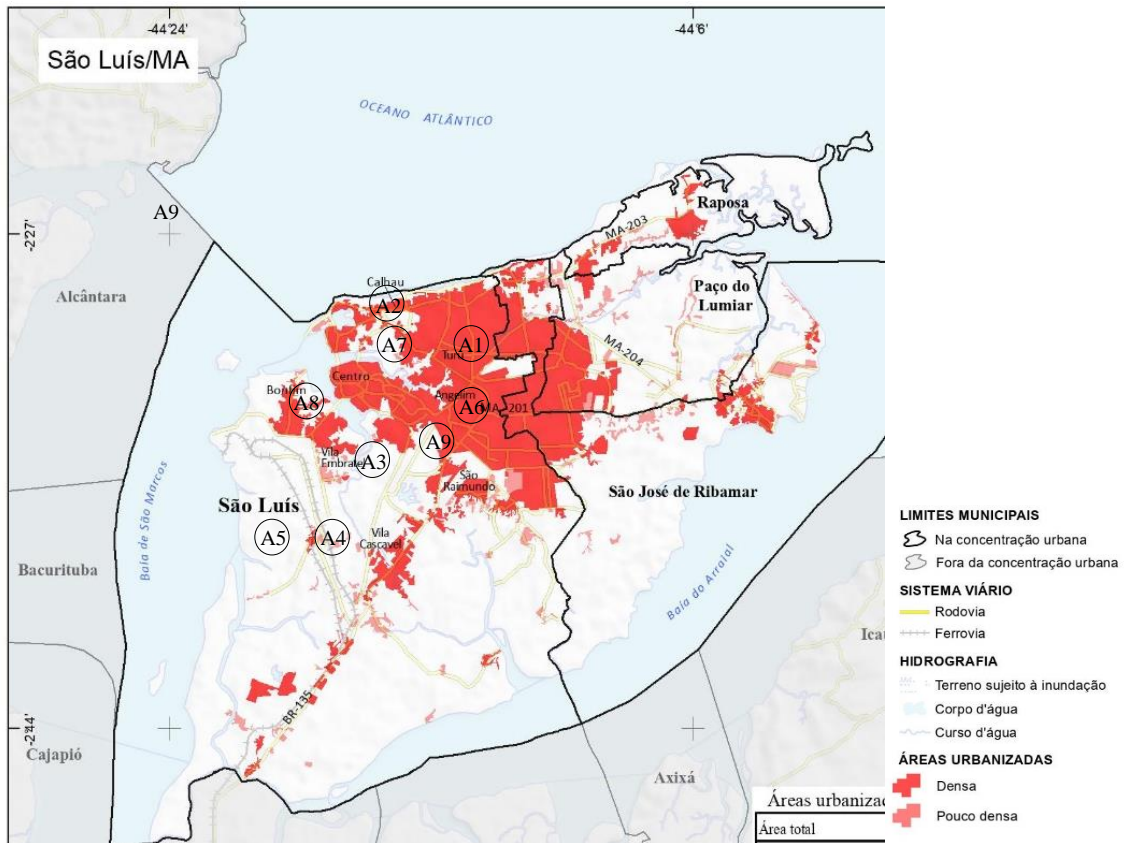
Foi utilizada uma imagem orbital obtida pelo satélite SENTINEL-2B (ID: S2B\_MSIL1C\_20210409T132229\_N0300\_R038\_T23MNT\_20210409T134932). O sistema de referência de coordenadas foi modificado para a projeção WSG84/UTM 23S (SIG: EPSG 32723), assim como uma correção atmosférica (DOS1) foi aplicada antes do procedimento de classificação da imagem. As bandas espectrais empregadas na classificação foram a azul (B02), verde (B03), vermelho (B04) e infravermelho próximo (B08), todas com 10 metros de resolução. A extensão de classificação semiautomática (*Semi-Automatic Classification Plugin*

- SCP; CONGEDO, 2016) do software QGIS 3.16.15 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2020) foi utilizada na classificação da imagem, por meio do algoritmo de verossimilhança máxima. Após o procedimento, a imagem com as paisagens foi processada manualmente para correções de qualquer erro por parte do SCP.

As proporções das fisionomias presentes em *buffers* com 1 km e 2,5 km de raio, projetados no centroide resultante dos três pontos de coleta, foram estimadas em cada área de estudo e de seu entorno por meio da extensão estatística de ecologia de paisagens (*Landscape Ecology Statistics – LecoS*; JUNG, 2013) do software QGIS 3.16.15 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2020). A escolha de *buffers* com 1km e 2,5km de raio se devem ao fato da grande capacidade de voo dessas abelhas.



**Figura 11.** Mapa de classificação das características da paisagem: vegetação florestal, vegetação arbustiva, área construída, solo nu e corpos d'água. As proporções das fisionomias presentes em *buffers* com 1 km e 2,5 km de raio, projetados no centroide a partir dos três pontos de coleta em cada área de estudo e de seu entorno por meio da extensão estatística de ecologia de paisagens (*Landscape Ecology Statistics – LecoS*; JUNG, 2013) do software QGIS 3.16.15 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2020). Mapa Elaborado por Muniz, D.B.



**Figura 12.** Mapa das concentrações urbanas de São Luís/MA e localização das áreas de coleta. Fonte: IBGE.

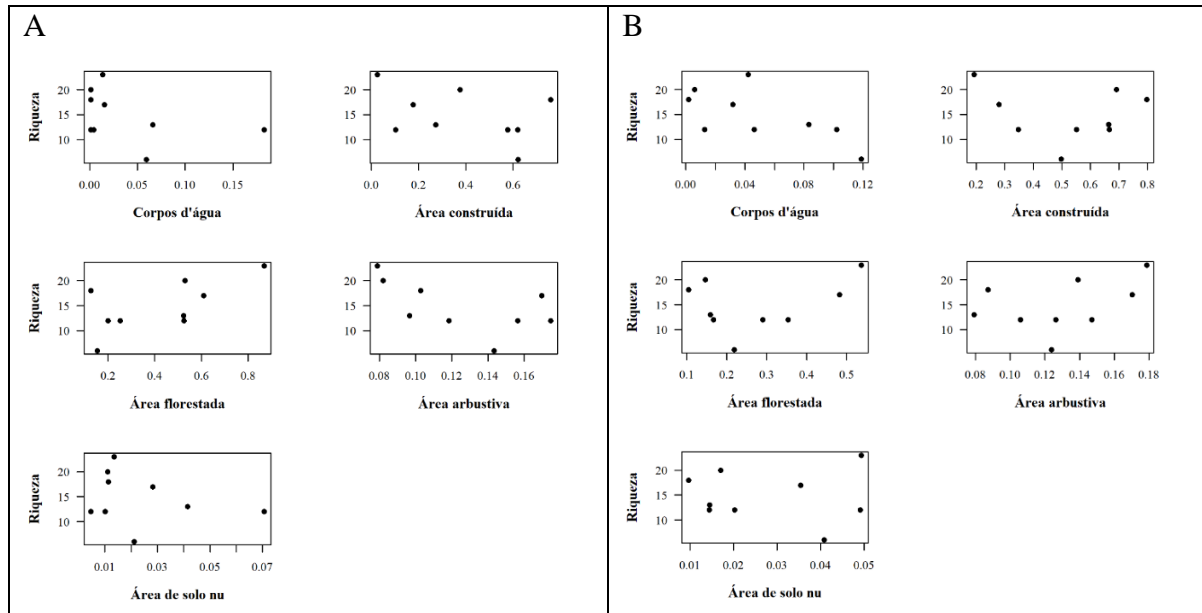
#### 4.5. Análise dos dados

A riqueza de Euglossini ( $S$ ) de cada área equivale ao número total de espécies de abelhas registradas, ao passo que a diversidade foi estimada por meio do índice de Shannon ( $H'$ ). Estas estimativas foram consideradas como variáveis respostas para a análise da influência da urbanização neste grupo de abelhas. As proporções das cinco fisionomias, i.e. vegetação florestal, vegetação arbustiva, área construída, solo nu e corpos d'água foram consideradas como variáveis explanatórias.

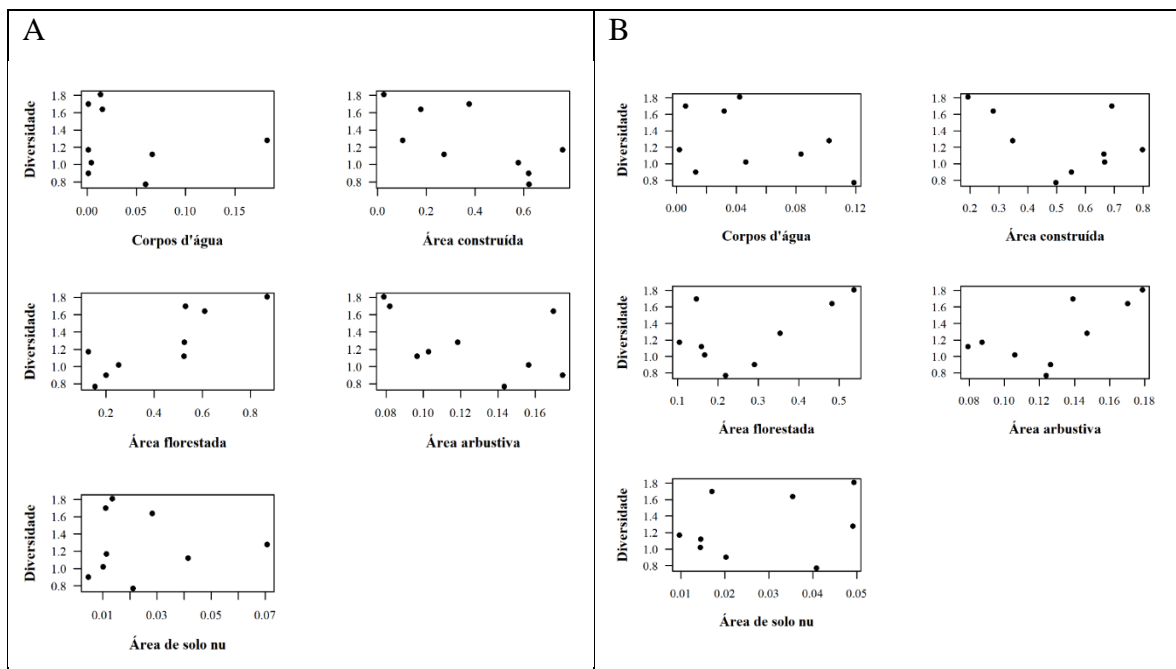
Para as análises dos efeitos da urbanização na riqueza e diversidade de abelhas das orquídeas, modelos lineares generalizados (GLM) foram empregados, considerando-se tanto os termos aditivos, quanto de interação. Dois tipos de modelos foram empregados, segundo os tipos das variáveis respostas. A riqueza consiste em dados discretos (i.e., contagem de espécies), portanto um modelo com distribuição Poisson dos erros foi empregado (GLM Poisson). Por outro lado, a diversidade estimada pelo índice de Shannon é contínua, considerando-se uma distribuição de erros gaussianiana.

Antes da elaboração dos modelos, as análises de dispersão dos dados de riqueza e diversidade demonstraram que as variáveis proporção de corpos d'água e proporção de solo nu

contribuíram com proporções muito pequenas para a caracterização das áreas e de seu entorno nos *buffers* de 1 km e 2,5 km de raio (Figs. 13 e 14), portanto estas variáveis foram excluídas dos modelos.



**Figura 13.** Dispersão da riqueza em relação às proporções das características da paisagem das nove áreas estudadas. **A.** *Buffer* de 1km. **B.** *Buffer* de 2,5km. São Luís, MA.



**Figura 13.** Dispersão da diversidade em relação às proporções das características da paisagem das nove áreas estudadas. **A.** *Buffer* de 1km. **B.** *Buffer* de 2,5km. São Luís, MA.



Outro aspecto observado, foram as fortes correlações ( $r \geq 0,7$ ) observadas entre algumas das variáveis explanatórias (Tab.1). Isto implicou na exclusão destas variáveis nos mesmos modelos, i.e., foram construídos modelos independentes para as variáveis selecionadas.

**Tabela 1.** Correlação entre as variáveis explanatórias das paisagens nos *buffer* de 1 km e 2,5 km de raio das áreas estudadas. São Luís, MA.

	Construção 1km	Floresta 1km	Arbustiva 1km
Construção 1km	1.00		
Floresta 1km	-0.95	1.00	
Arbustiva 1km	0.34	-0,47	1.00
	Construção 2,5km	Floresta 2.5km	Arbustiva 2.5km
Construção 2.5km	1.00		
Floresta 2.5km	-0.97	1.00	
Arbustiva 2.5km	-0.87	0.88	1.00

As seleções dos modelos mais parcimoniosos para a descrição dos dados de riqueza e diversidade foram baseadas sob o critério de informação de Akaike para tamanhos amostrais pequenos (AKAIKE, 1974). Segundo este critério, o modelo com o menor valor de  $AIC_c$  é o modelo mais parcimonioso. As diferenças dos valores de  $AIC_c$  dos demais modelos propostos e o modelo mais parcimonioso ( $\Delta AIC_c$ ) foram usadas para comparar a adequação de diferentes modelos no conjunto de modelos propostos. Valores de  $\Delta AIC_c$  compreendidos no intervalo entre 0 e 2 são considerados igualmente adequados. Um outro índice estimado foi o peso de evidência ( $w_i$ ) de cada modelo. Modelos com  $w_i$  elevados têm probabilidade alta de serem bem adequados às variáveis respostas (BURNHAM; ANDERSEN, 2002).

Por fim, devido a possibilidade de haver alguma influência da distribuição espacial das áreas de coleta sobre os resultados demonstrados pelos modelos (i.e., autocorrelação espacial), variogramas foram ajustados aos resíduos dos modelos mais parcimoniosos. No caso de presença da autocorrelação espacial, matrizes de correlações espaciais (i.e., distância entre os pontos) foram incorporadas a esses modelos para a correção desse efeito (ZUUR et al., 2009). Após as análises, os modelos foram validados pela visualização gráfica dos resíduos.

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R 4.1.2.

## 5. RESULTADOS

### 5.1. Visão Geral

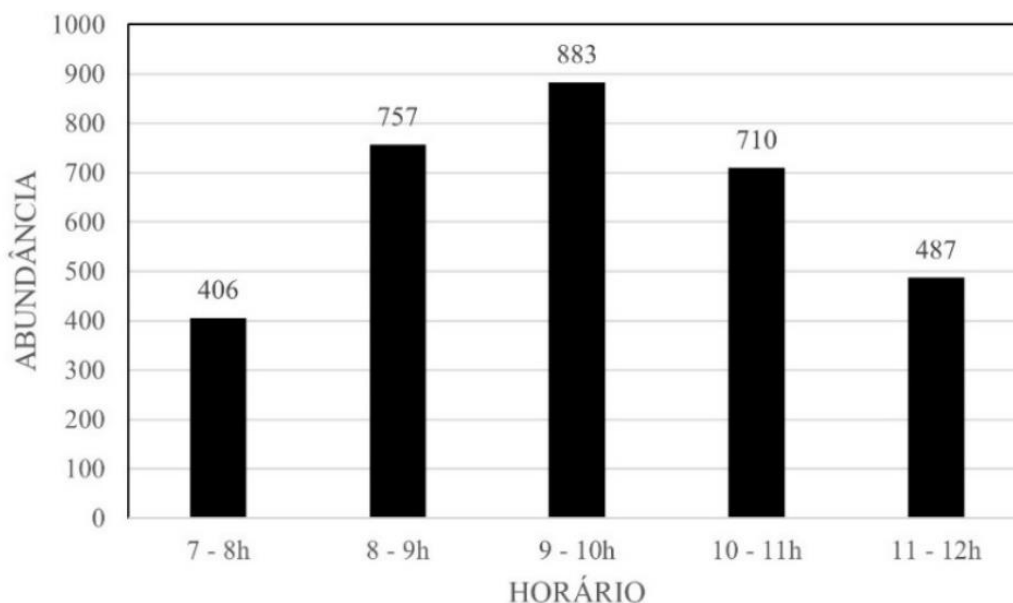
Ao todo, foram capturados 3.243 machos, sendo 29 espécies e 5 morfoespécies (Tab.2), pertencentes a 4 gêneros: *Euglossa* Latreille, *Eulaema* Lepeletier, *Eufriesea* Cockerell e *Exaerete* Hoffmannsegg. *Euglossa* representou 61,95% dos indivíduos coletados, *Eulaema* 39,89%, enquanto *Eufriesea* representou 0,67% e *Exaerete* 0,49%. As espécies do gênero *Euglossa* pertencem a 4 subgêneros: *E. (Euglossa)*, *E. (Euglossella)*, *E. (Glossura)* e *E. (Glossurella)*; e as do gênero *Eulaema* a 2 subgêneros: *E. (Apeulaema)* e *E. (Eulaema)*. As espécies mais abundantes foram *Euglossa cordata* (Linnaeus, 1758) e *Eulaema nigrita* Lepeletier, 1841 representando 51,46% e 31,39%, respectivamente, de todos os indivíduos capturados e estavam presentes em todas as áreas amostradas. As demais espécies representaram 17,15% da amostra. As espécies de *Euglossa cognata*, *Euglossa galianii*, *Euglossa heterosticta*, *Euglossa leucotricha*, *Euglossa magnipes*, *Euglossa sp1*, *Euglossa sp2*, *Euglossa sp3*, *Euglossa sp4*, *Euglossa sp5*, *Euglossa townsendi* e *Euglossa truncata* foram coletadas somente uma única vez, com apenas 1 indivíduo capturado (Tab. 2).

Das oito substâncias odoríferas utilizadas beta ionona atraiu 1.358 dos indivíduos de Euglossini, o que representou 41,87% dos indivíduos capturados, sendo a isca mais atrativa. Metilindol atraiu 821 espécimes, representando 25,32% dos indivíduos, seguindo por eucaliptol com 20,50%, atraindo 665 abelhas. *Eulaema nigrita* e *Euglossa cordata* foram, em sua maioria, atraídos por metilindol e beta ionona, respectivamente. Eucaliptol atraiu, preferencialmente abelhas do gênero *Euglossa*, enquanto vanilina, que atraiu 210 indivíduos, representando 6,48% dos indivíduos coletados, atraiu, preferencialmente abelhas pertencente ao gênero *Eulaema*. Dimetoxi benzeno e salicilato de metila atraíram, respectivamente 86 e 76 indivíduos, representando 2,65 % e 2,34% do total de indivíduos, no entanto atraíram as espécies mais raras como *Euglossa cognata*, *Eufriesea mussitans*, *Euglossa fimbriata*, *Exaerete smaragdina* e a maioria das espécies de *Euglossa hemichlora*. Acetato de benzila atraiu somente 27 indivíduos das 3.243 abelhas coletadas, representando 0,84% dos indivíduos capturados. E Cinamato de benzila não atraiu nenhum indivíduo.

O maior número de indivíduos foi capturado entre as 8:00 e 11:00 horas, com pico de atividade entre 9:00 e 10:00 horas (Fig. 15).

**Tabela 2.** Riqueza e Abundância de espécies de machos de Euglossina nas áreas de coleta no município de São Luís, MA, no período de Abril a Agosto de 2021. A1-PA do Itapiracó; A2- PE do Rangedor; A3 - Sítio do Físico; A4 - IFMA; A5-Sítio Mangalho; A6 - CETAS; A7 - Sítio Santa Eulália; A8 - UFMA e A9 - Aeroporto.

Espécies	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	Total
<i>Eufriesea mussitans</i> (Fabricius, 1787)	3	5			3	4		2	2	19
<i>Eufriesea surinamensis</i> (Linnaeus, 1758)					2	1				3
<i>Euglossa amazonica</i> Dressler, 1982		1			1				1	3
<i>Euglossa augaspis</i> Dressler, 1982				12	6					18
<i>Euglossa azurea</i> Ducke, 1902	2		1	23	2					28
<i>Euglossa chlorina</i> Dressler, 1982	1	5	1	9		2	2		4	24
<i>Euglossa cognata</i> Moure, 1970							1			1
<i>Euglossa cordata</i> (Linnaeus, 1758)	150	353	130	175	151	176	215	128	191	1669
<i>Euglossa deceptrix</i> Moure, 1968	4	5	3			2	6	1		21
<i>Euglossa decorata</i> Smith, 1874				2						2
<i>Euglossa fimbriata</i> moure, 1968		1			2		1			4
<i>Euglossa gairanii</i> Dressler, 1982					1					1
<i>Euglossa hemichlora</i> Cockerell, 1917	4		3	23	37					67
<i>Euglossa heterosticta</i> Moure, 1968				1						1
<i>Euglossa ignita</i> Smith, 1874	24	4	5	21	14	2			2	72
<i>Euglossa leucotricha</i> Rebêlo & Moure, 1995				1						1
<i>Euglossa liopoda</i> Dressler, 1982					2		1			3
<i>Euglossa magnipes</i> Dressler, 1982				1						1
<i>Euglossa melanotricha</i> Moure, 1967			1		1					2
<i>Euglossa modestior</i> Dressler, 1982	2	2		3	27	2	2		1	39
<i>Euglossa platymera</i> Dressler, 1982		7	6	1		6	5	1	1	27
<i>Euglossa securigera</i> Dressler, 1982	1	10	1		3	1	2		2	20
<i>Euglossa sp1</i>									1	1
<i>Euglossa sp2</i>									1	1
<i>Euglossa sp3</i>	1									1
<i>Euglossa sp4</i>						1				1
<i>Euglossa sp5</i>						1				1
<i>Euglossa townsendi</i> Cockerell, 1904					1					1
<i>Euglossa truncata</i> Rebêlo & Moure, 1995					1					1
<i>Eulaema bombiformis</i> (Packard, 1869)	1				1	1				3
<i>Eulaema cingulata</i> (Fabricius, 1804)	60	4	7	10	9	7	11	2	2	112
<i>Eulaema meriana</i> (Olivier, 1789)	35		7	3	12	2	2			61
<i>Eulaema nigrita</i> Lepelletier, 1841	107	208	65	121	101	126	146	65	79	1018
<i>Exaerete smaragdina</i> (Guérin, 1844)	8			2	1	1	4			16
Abundância	403	605	230	408	378	335	398	199	287	3243
Riqueza	15	12	12	16	21	16	13	6	12	34



**Figura 14.** Horário de atividade de machos de Euglossini atraídos por iscas odoríferas e coletados com rede entomológica durante o período amostral de Abril a Agosto de 2021 em áreas florestais no município de São Luís, Maranhão, Amazônia Oriental.

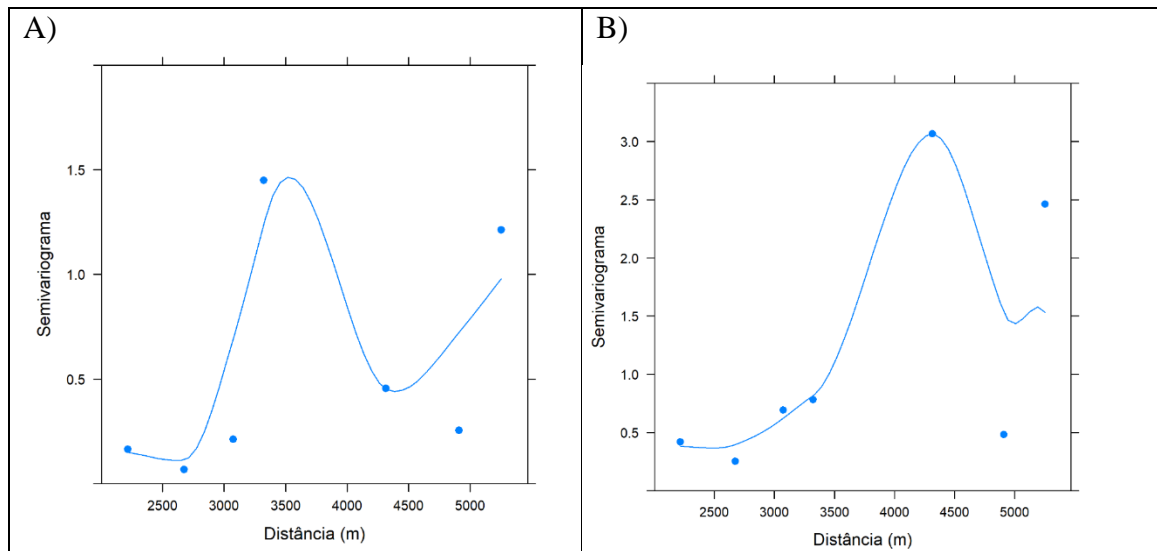
## 5.2. Modelos lineares generalizados

### 5.2.1. Riqueza

Previamente, foram construídos 7 modelos lineares generalizados para as análises de riqueza nos *buffers* de 1km de raio, dos quais 2 mostraram-se mais parcimoniosos, o modelo Floresta e o modelo Arbustiva (Tab. 3). No entanto, as análises de distribuição dos resíduos no espaço demonstraram uma influência geográfica em sua distribuição (Fig. 16). Para corrigir este efeito, foi incluído a autocorrelação espacial nos modelos mais parcimoniosos. Após a inclusão da autocorrelação espacial, apenas o modelo de Floresta mostrou-se significativo, demonstrando que a riqueza é positivamente relacionada a proporção de cobertura florestal (Tab. 4). A análise gráfica dos resíduos para o modelo com a proporção de cobertura de floresta não apresentou nenhum padrão (e.g. tendência, agregação) em sua distribuição com relação aos valores previstos pelo modelo (Fig. 17), indicando que o modelo foi válido.

**Tabela 3.** Seleção dos modelos pelo critério de Akaike para amostras pequenas (AICc). (Riqueza em *Buffer* 1 km).

Modelo	K	AICc	$\Delta$ AICc	$w_i$
Floresta	2	55,65	0	0,48
Arbustiva	2	56,57	0,92	0,3
Construção	2	58,97	3,33	0,09
Floresta+Arbustiva	3	59,09	3,45	0,09
Construção+ Arbustiva	3	60,64	4,99	0,04
Floresta+Arbustiva+ Floresta*Arbustiva	4	65,9	10,25	0
Construção+ Arbustiva+ Construção* Arbustiva	4	67,42	11,7	0



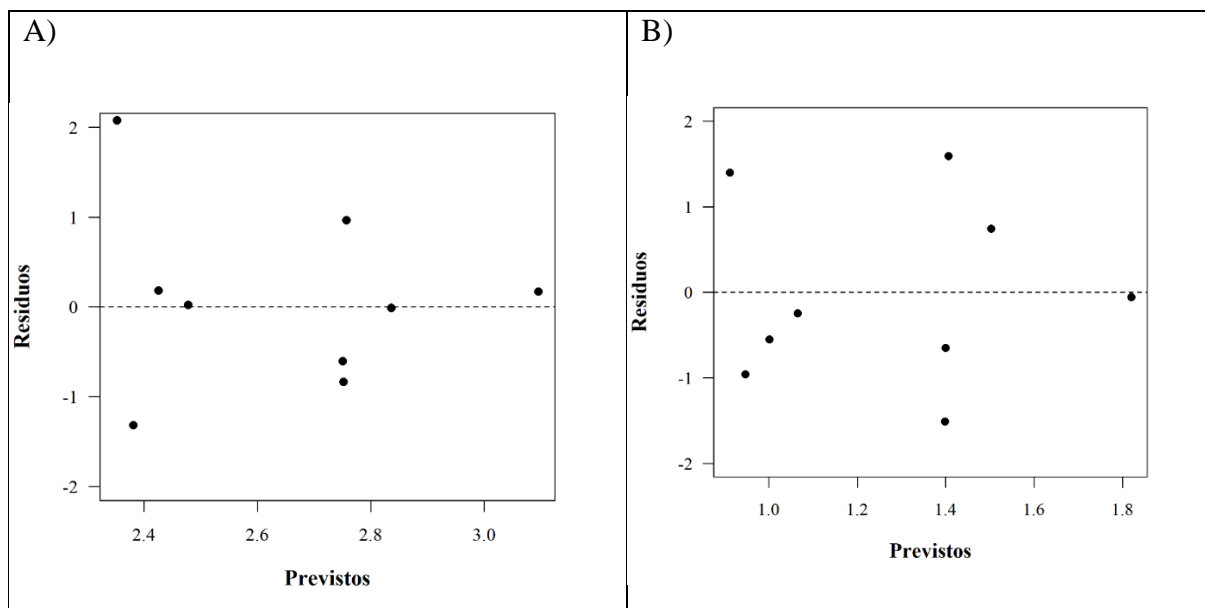
**Figura 15.** Semivariograma demonstrando autocorrelação espacial na distribuição das áreas. **A.** Modelo Floresta - *buffer* de 1km. **B.** Modelo Arbustiva - *buffer* de 1km.

**Tabela 4.** Estimativas dos coeficientes dos modelos GLM P após a inclusão do efeito da autocorrelação espacial. (Riqueza 1 km).

Coefficiente	Estimativa	Erro padrão	g.l.	<i>t</i>	<i>p</i>
Intercepto	2,22	0,24	6	9,21	< 0,01
Floresta	1	0,37	6	2,67	0,04

Coefficiente	Estimativa	Erro padrão	g.l.	<i>t</i>	<i>P</i>
Intercepto	3,25	0,28	6	11,52	< 0,01
Arbustiva	-4,83	2,08	6	-2,32	0,06

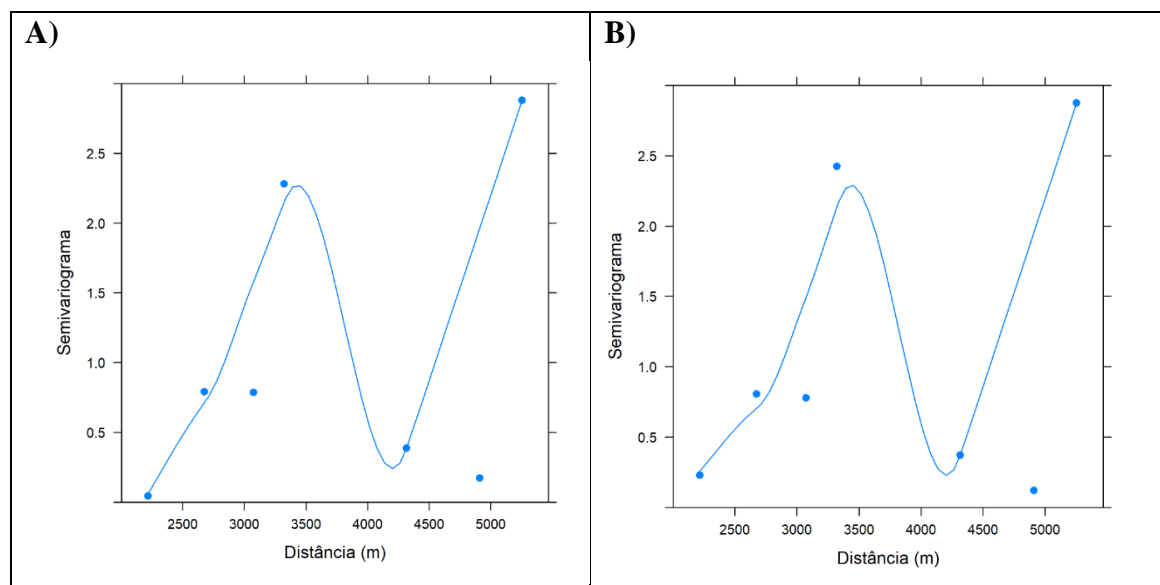


**Figura 16.** Gráfico de validação dos modelos. Os resíduos não mostram tendências com relação aos valores previstos, indicando que os modelos são válidos. **A.** Riqueza 1km. **B.** Diversidade 1km.

Para as análises de riqueza nos *buffers* de 2,5km de raio, foram construídos 3 modelos iniciais, dos quais 2 foram mais parcimoniosos, os modelos Floresta e Arbustiva (Tab. 5). Entretanto, por apresentar influência geográfica (Fig. 18), foi incluída a autocorrelação espacial nos modelos mais parcimoniosos e nenhuma das características da paisagem se mostraram significativas (Tab. 6). A riqueza, quando analisada em *buffers* de 1km de raio, foi positivamente relacionada com a proporção de vegetação florestal. A vegetação arbustiva foi marginalmente significativa com um valor próximo a 0,05 (Tab. 4), mas estando negativamente relacionada. E não houve influência significativa com a proporção de área construída. Já no *buffer* de 2,5km de raio, após a inclusão da autocorrelação espacial, as análises não apresentaram influência de qualquer variável.

**Tabela 5.** Seleção dos modelos pelo critério de Akaike para amostras pequenas (AICc). (Riqueza 2,5 km).

Modelo	K	AICc	$\Delta$ AICc	$w_i$
Arbustiva	2	59,13	0	0,49
Floresta	2	59,93	0,8	0,33
Construção	2	61,05	1,92	0,19



**Figura 17.** Semivariograma demonstrando autocorrelação espacial na distribuição das áreas. **A.** Modelo Floresta *buffer* de 2,5km de raio. **B.** Modelo Arbustiva *buffer* de 2,5km de raio.

**Tabela 6.** Estimativas dos coeficientes dos modelos GLM P após a inclusão do efeito da autocorrelação espacial. (Riqueza 2,5 km)

<b>Coefficiente</b>	<b>Estimativa</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>g.l.</b>	<b>t</b>	<b>p</b>
Intercepto	2,15	0,48	6	4,48	< 0,01
Arbustiva	4,14	3,51	6	1,18	0,28

<b>Coefficiente</b>	<b>Estimativa</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>g.l.</b>	<b>t</b>	<b>p</b>
Intercepto	2,5	0,26	6	9,55	< 0,01
Floresta	0,7	0,8	6	0,87	0,42

### 5.2.2. Diversidade

Os valores da diversidade obtidos a partir do índice de Shannon estão descritos na tabela 7. A análise GML para diversidade com *buffer* 1km de raio resultou em dados semelhantes aos da riqueza, com a construção de 7 modelos, no entanto apenas o modelo Floresta se mostrou significativo (Tab. 8), mesmo após a inclusão da autocorrelação espacial (Tab. 9), demonstrando que a diversidade é positivamente relacionada com a área de floresta, assim como a riqueza. A análise gráfica dos resíduos para este modelo não apresentou tendências com relação aos valores previstos, demonstrando a validade do modelo (Fig. 18). Para *buffer* de

2,5km de raio foram construídos 3 modelos, mas somente o modelo arbustiva se mostrou significativo (Tab. 10). Entretanto, ao incluir a autocorrelação espacial nenhum modelo se mostrou significativo (Tab. 11). Assim como a riqueza, a diversidade também foi positivamente relacionada à proporção de cobertura de vegetação florestal quando analisada em *buffer* de 1km de raio e não sofreu influência significativa das fisionomias: vegetação arbustiva e área construída. Quando analisada em *buffers* de 2,5km, foi relacionada positivamente com a área florestada, mas após a inclusão do efeito da autocorrelação espacial, a diversidade também não foi relacionada com nenhuma das características da paisagem utilizadas nesse estudo, ou seja, não apresentou influência de qualquer variável.

**Tabela 7.** Diversidade das áreas de estudo de acordo com a área de maior diversidade.

	A5	A1	A4	A3	A6	A7	A2	A9	A8
Diversidade	1,81	1,70	1,64	1,28	1,17	1,12	1,02	0,98	0,77

**Tabela 8.** Seleção dos modelos pelo critério de Akaike para amostras pequenas (AICc). (Diversidade 1 km)

Modelo	K	AICc	$\Delta$ AICc	$w_i$
Floresta	2	5,93	0	0,89
Construção	2	11,1	5,17	0,07
Floresta+Arbustiva	3	12,63	6,71	0,03
Arbustiva	2	14,71	8,78	0,01
Construção+ Arbustiva	3	16,72	10,79	0
Floresta+Arbustiva+ Floresta*Arbustiva	4	22,96	17,03	0
Construção+ Arbustiva+ Construção* Arbustiva	4	27,55	21,62	0

**Tabela 9.** Estimativas dos coeficientes dos modelos GLM após a inclusão do efeito da autocorrelação espacial. (Diversidade 1 km)

Coefficiente	Estimativa	Erro padrão	g.l.	$t$	$p$
Intercepto	0,76	0,14	6	5,31	< 0,01
Floresta	1,22	0,3	6	4,13	<0,01



**Tabela 10.** Seleção dos modelos pelo critério de Akaike para amostras pequenas (AICc). (Diversidade 2,5km)

<b>Modelo</b>	<b>K</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math>AICc</b>	<b><math>w_i</math></b>
Arbustiva	2	12,1	0	0,65
Floresta	2	14,3	2,2	0,22
Construção	2	15,3	3,2	0,13

**Tabela 11.** Estimativas dos coeficientes dos modelos GLM após a inclusão do efeito da autocorrelação espacial. (Diversidade 2,5 km)

<b>Coefficiente</b>	<b>Estimativa</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>g.l.</b>	<b><math>t</math></b>	<b><math>p</math></b>
Intercepto	0,5	0,5	6	1	0,36
Arbustiva	5,9	3,7	6	1,6	0,16

## 6. DISCUSSÃO

Segundo a classificação do IBGE para áreas urbanizadas (Fig. 12), as áreas A1 (APA do Itapiracó); A2 (PE do Rangedor); A6 (CETAS); A7 (Sítio Santa Eulália); A8 (UFMA) e A9 (Aeroporto/ESL-CLA) estão dentro da zona de áreas urbanizadas, enquanto as áreas A3 (Sítio do Físico); A4 (Sítio Mangalho) e A5 (IFMA - Campus Maracanã) estão fora desse limite, estando nas áreas menos urbanizadas, sendo as áreas do Sítio Mangalho e IFMA – Campus Maracanã consideradas zonas rurais .

A área que apresentou maior riqueza e diversidade ( Tab. 2 e 7) de Euglossini foi a A5 (Sítio Mangalho) sendo a área mais afastada das localidades com níveis de urbanização. Os únicos indivíduos coletados de *Euglossa gaianii* Dressler, 1982, *Euglossa townsendi* Cockerell, 1904 e *Euglossa truncada* foram coletados nessa área. A maior abundância de *Euglossa modestior* Dressler, 1982 estava restrita a esse local com 27 dos 39 indivíduos coletados.

A segunda área com maior diversidade foi a A1 (APA do Itapiracó), possuindo maior abundância de *Eulaema cingulata* (Fabricius, 1804), representando, aproximadamente 54% de todos os indivíduos coletados; *Eulaema meriana* (Olivier, 1789), representando 58% dos indivíduos capturados e *Exaerete smaragdina* (Guérin, 1844) representando 50% dos indivíduos capturados. Uma explicação para a abundância de *Exaerete* e *Eulaema* estarem restrita a mesma área seria devido ao cleptoparasitismo do gênero *Exaerete*, que parasita os ninhos de *Eulaema*, sua presença é, portanto, dependente da abundância de seu hospedeiro (GRAF; SCHNEIBERG; GONÇALVES, 2022; RAMÍREZ et al., 2010). Uma explicação para riqueza dessa área seria a conectividade existente entre este fragmento com as matas de galeria que margeiam o rio Itapiracó, que são responsáveis pela manutenção da diversidade da fauna e da flora amazônicas nesse fragmento.

O IFMA - Campus Maracanã (A4) é a terceira área com maior diversidade e segunda área com maior riqueza (Tab. 2 e 7). Os únicos dois indivíduos de *Euglossa decorata* Smith, 1874 foram coletados nesta área. Além dos únicos indivíduos de *Euglossa heterosticta* Moure, 1968 e *Euglossa magnipes* Dressler, 1982. Está localizado em zona rural, mais distantes das áreas urbanizadas. Nessa área, foram coletados 23, dos 28 indivíduos, da espécie *Euglossa azurea* Ducke, 1902, que até então não se tem nenhum artigo publicado com registro dessa espécie para região do Maranhão.

A A3 (Sítio do Físico) está localizada no PE do Bacanga, esperava-se que, por ser um fragmento florestal que não se encontra dentro dos limites das áreas expostas a urbanização, apresentasse uma maior riqueza e diversidade em relação às áreas urbanizadas. Entretanto

apresentou riqueza e diversidade menor do que A1 (APA do Itapiracó) que está exposta a maiores níveis de urbanização. Uma outra hipótese para esse resultado é o modelo de gradientes de perturbação de ambientes, proposto por Peruquetti et al. (1999), prediz que ambientes com taxas intermediárias de perturbação apresentariam maior riqueza de espécies quando comparados àqueles com taxas maiores ou menores de perturbação. Isto, pois ambientes com altas taxas de urbanização estão sendo continuamente modificados e ambientes com baixas taxas de perturbação estão em seu estágio de sucessão elevado, fazendo com ambos os ambientes ofereçam poucas oportunidades de colonização. Dessa forma, áreas com níveis intermediários de perturbação apresentariam um ambiente com melhores oportunidades (PERUQUETTI et al., 1999) No caso das abelhas Euglossini, podemos observar inclusive que algumas espécies parecem se favorecer da interferência antrópica, uma vez que podem nidificar em construções humanas (PERUQUETTI; CAMPOS, 1997) e em áreas de vegetação secundária, que haviam sofrido desmatamento (BECKER; MOURE; PERALTA, 1991).

A A2 ( PE do Rangedor) apresentou influência de áreas abertas e fechadas na riqueza de espécies. As três coletas foram realizadas em pontos amostrais diferentes, abrangendo diferentes características da paisagem. Cerca de 20% de todos os indivíduos de *Eulaema nigrita* Lepeletier, 1841 foram coletadas na A2, destes, a maioria foram coletados em áreas abertas. Enquanto um dos três indivíduos de *Euglossa amazonica* Dressler, 1982 foi coletado nesta área em um ponto de mata fechada.

O único indivíduo de *Euglossa cognata* Moure, 1970 foi coletado na A7 (Sítio Santa Eulália), que apesar de sofrer influências da urbanização ainda apresenta uma grande área de vegetação florestal. Nesta área, é notável a diferença de espécies coletadas em áreas abertas e em áreas fechadas, assim como na A2. *Euglossa cognata* Moure, 1970 foi coletada em um ponto de área fechada, enquanto *Eulaema nigrita* Lepeletier, 1841 e *Euglossa cordata* (Linnaeus, 1758) foram coletadas em sua maioria em áreas abertas.

Tanto a A6 (CETAS) quanto A9 (Aeroporto) estão expostas a densa urbanização (Fig. 12). Ambas tem abundância das espécies dominantes *Eulaema nigrita* Lepeletier, 1841 e *Euglossa cordata* (Linnaeus, 1758) e ambas possuem uma espécie com somente um indivíduo coletado, *Euglossa sp4* e *Euglossa sp2*, respectivamente. Embora a riqueza da A6 seja maior em relação a A9, provavelmente devido aos pequenos fragmentos de mata presentes no Horto Florestal (Fig 5).

A A8 (UFMA) foi a área que apresentou menor riqueza e diversidade dentre as áreas amostradas. Está localizada em uma área com níveis densos de urbanização. Apesar da baixa

riqueza e diversidade, apresentou abundância das espécies *Eulaema nigrita* Lepeletier, 1841 e *Euglossa cordata* (Linnaeus, 1758). Eventualmente, um estudo com maior número de coletas poderia amostrar melhor essa área e coletar um maior número de espécies.

*Eulaema nigrita* Lepeletier, 1841 e *Euglossa cordata* (Linnaeus, 1758) estavam presentes em todas as áreas representando o maior número de indivíduos, corroborando os resultados sugeridos por Miranda et al., 2021, que indicam que essas espécies são as mais abundantes em áreas urbanas. Outros estudos também indicam que áreas de acentuada perturbação antrópica mostram maior abundância de *Eulaema nigrita* e *Euglossa cordata* sendo, portanto, possíveis bioindicadores de ambientes perturbados (BEZERRA; MARTINS, 2001). A maior homogeneidade na abundância de *Eulaema nigrita* e *Euglossa cordata* em todas as áreas amostradas sugere que estas espécies sejam capazes de sobreviver e/ou explorar fragmentos florestais com diferentes matrizes e são mais tolerantes à fragmentação.

Trabalhos realizados em biomas semelhantes ou com a mesma metodologia de coleta deste estudo, com enfoque na fauna de abelhas Euglossini, obtiveram resultados semelhantes ao da riqueza de espécies obtidos no presente trabalho, apresentando entre 30 e 38 espécies coletadas (CÂNDIDO et al., 2018; OLIVEIRA; CAMPOS, 1995; SILVA; REBÊLO, 1999; STORCK-TONON et al., 2013; STORCK-TONON; MORATO; OLIVEIRA, 2009).

A riqueza e a diversidade das espécies de Euglossini foram afetadas negativamente pela diminuição da proporção de cobertura florestal (Tab. 4 e 9). Esses resultados também são encontrados em outros estudos que demonstram que a riqueza e a diversidade de abelhas são maiores em áreas com maiores proporções de floresta (CÂNDIDO et al., 2018; POWELL; POWELL, 1987; SOFIA; SUZUKI, 2004), e está, provavelmente, relacionado ao fato de abelhas das orquídeas estarem geralmente associadas a ambientes de floresta (DRESSLER, 1982b; ROUBIK; HANSON, 2004). Entretanto, esse resultado somente foi obtido quando analisado em *buffers* de 1km de raio, em *buffers* de 2,5km essa influência não foi encontrada (Tab. 6 e 11). Uma possível explicação para este resultado seria a associação geográfica existente entre as áreas, onde o efeito da autocorrelação espacial teria anulado a influência das variáveis respostas em escalas mais amplas, possivelmente, devido a capacidade das abelhas de realizarem o intercâmbio entre as áreas, tanto por conta da proximidade geográfica destas, quanto pelas características da matriz.

Inicialmente, a proporção de cobertura arbustiva influenciou negativamente na riqueza das abelhas em *buffers* de 1km de raio (Tab. 3), ou seja, quanto maior a área de vegetação arbustiva menor a riqueza daquele local. Este resultado era esperado, visto que as abelhas das

orquídeas aumentam sua riqueza e diversidade à medida que a área de floresta aumenta, como mencionado anteriormente. Entretanto, após a inclusão da autocorrelação espacial, esse efeito passou a ser marginalmente significativo ( $p=0,06$ ), ainda que com correlação negativa. Eventualmente, um aumento no número de áreas amostradas ou maior número de amostragens poderiam vir a indicar um efeito negativo significativo da cobertura arbustiva sobre a riqueza dessas abelhas.

Em relação a proporção de vegetação arbustiva em *buffers* de 2,5km, a riqueza e a diversidade apresentaram modelos parcimoniosos e significativos (Tab. 5 e 10), no entanto após a inclusão do efeito de correlação espacial, essa variável deixou de ser significativa, não influenciando nem na riqueza e nem na diversidade de abelhas (Tab. 6 e 11). Vale ressaltar, que caso não houvesse uma influência geográfica, a vegetação arbustiva seria positivamente relacionada à riqueza de abelhas quando analisada em *buffers* de 2,5km. Essa resposta poderia ser explicada devido ao fato dessas proporções arbustivas servirem como refúgios, abrigos ou centros de dispersão em áreas que a cobertura de floresta é escassa, como é o caso de centros urbanos. A diversidade não sofreu influência dessa característica quando analisada em *buffer* de 1km, possivelmente porque em escalas menores a área de vegetação florestal é melhor explicativa.

Sobre a área construída esperávamos que maiores proporções de área construída apresentassem menor riqueza e diversidade de abelhas, visto que trabalhos realizados por CÂNDIDO et al. (2018) e ALLEN et al. (2019) indicam a sensibilidade desses indivíduos a ambientes perturbados. Entretanto, a área construída não foi correlacionada com a riqueza e diversidade de abelhas, tanto para os *buffers* de 1km quanto para os *buffers* de 2,5km. Uma hipótese para este resultado seria o fato da A1 (APA do Itapiracó) apresentar uma riqueza e diversidade significativa, mesmo estando em uma zona de densa urbanização, anulando então o efeito dessa característica sobre as variáveis resposta.

A APA do Itapiracó é um fragmento florestal que sofre com os efeitos da urbanização, como fragmentação e perturbação antrópica, entretanto essa área apresentou maior riqueza e diversidade do que áreas que não estão expostas a tanta urbanização, como o IFMA – Campus Maracanã (A4) (Tab. 2 e 7). Esse resultado, além de, hipoteticamente, ter anulado o efeito da área construída sobre a riqueza e diversidade de abelhas, chama atenção para a importância da conservação de áreas fragmentadas e corrobora o estudo realizado por Fahrig et al. (2018), que descreve como habitats fragmentados e isolados precisam ser conversados, em especial em locais em que os habitats naturais são escassos. Muitas vezes o foco para conservação está

voltado para grandes áreas de floresta, principalmente quando estudos demonstram que áreas maiores possuem maior riqueza e diversidade em relação a áreas menores, por isso pequenos fragmentos acabam não sendo preservados e conservados mesmo sendo habitats de diversas espécies e, apesar de serem menores, também apresentam uma complexidade que garante ali uma rica biodiversidade. Diversos estudos também comprovam que somente a proporção de cobertura de floresta não indica, necessariamente maiores valores de riqueza e diversidade de abelhas, visto que a matriz na qual os fragmentos estão inseridos, desempenham também um papel na manutenção da fauna local (KLEIN et al., 2002; LAURENCE et al., 2002; MORATO; GARCIA; CAMPOS. L. A. O., 1999; MURPHY; LOVETT-DOUST, 2004). Recentemente, muito destaque tem sido dada ao papel da matriz ao redor dos fragmentos florestais, tendo em vista que ela parece exercer influência significativa no funcionamento e conectividade dos fragmentos, além de demonstrar que a matriz pode afetar de forma distinta as várias espécies de um ecossistema (LAURENCE et al., 2002; MURPHY; LOVETT-DOUST, 2004). Embora o papel da matriz ainda seja pouco discutido para abelhas, é possível que sua permeabilidade seja determinante no deslocamento desses importantes polinizadores.

Devido à grande capacidade de voo das Euglossini, foram utilizadas duas escalas para as análises de características da paisagem. De acordo com nossos resultados, os *buffers* de 1km de raio foram mais bem explicados pelas variáveis explanatórias em relação aos *buffers* de 2,5km de raio. Entretanto, isso só foi observado quando incluído o efeito da autocorrelação espacial entre as áreas, dessa maneira, podemos supor que em escalas maiores a permeabilidade da matriz permite que algumas espécies sejam capazes de transpor áreas desmatadas. E em *buffers* de 1km mantem suas atividades nas áreas florestadas. Uma outra hipótese, que vai de encontro a citada anteriormente, é o fato de que mesmo que essas abelhas sejam conhecidas por voarem longas distantes, estudos demonstram que menos de 10% dos indivíduos são recapturados em locais distintos e que somente alguns indivíduos específicos são coletados em locais diferentes distantes entre si (POKORNY et al., 2015; WIKELSKI et al., 2010). Dessa maneira uma escala maior seria menos explicativa.

## 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Inicialmente, podemos concluir duas coisas principais: 1) áreas com maiores coberturas de floresta são muito importantes e 2) áreas de pequenos fragmentos florestais também são muito importantes, visto que ambas possuem ali uma grande riqueza e diversidade de abelhas. Nossos resultados chamam a atenção para a importância da conservação de fragmentos florestais pequenos presentes em uma matriz urbana, pois estes fragmentos são responsáveis pela manutenção e permanência da riqueza de abelhas Euglossini e dos seus serviços de polinização, uma vez que algumas das principais famílias de plantas valiosas da floresta amazônica são dependentes destas abelhas. Também enfatizamos a importância da conservação de áreas com maior cobertura florestal pois contribuem para a manutenção da diversidade. Adicionalmente considera-se que, embora algumas populações de Euglossini estejam conseguindo sobreviver em fragmentos de floresta com diferentes matrizes, o processo de fragmentação estaria afetando de forma distinta espécies diferentes. Conseguimos corroborar as hipóteses de que *Eulaema nigrita* e *Euglossa cordata* são mais tolerantes a fragmentação, além de confirmar que estas espécies são possíveis bioindicadores de ambientes perturbados. Nossos resultados também reforçam a necessidade de mais estudos para avaliar o efeito de matrizes urbanas, em remanescentes de mata Amazônica, sobre a comunidade de abelhas Euglossini, pois a partir deles podemos identificar e desenvolver diferentes estratégias de conservação.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, W. M.; GAGLIANONE, M. C. Comunidade de abelhas euglossina (Hymenoptera: Apidae) em remanescentes de mata estacional semidecidual sobre tabuleiro no estado do Rio de Janeiro. **Neotropical Entomology**, v. 37, n. 2, p. 118–125, 2008.

AKAIKE, H. A New Look at the Statistical Model Identification. **Ieee Transactions on Automatic Control**, v. 19, n. 6, 1974.

ALLEN, L. et al. Are orchid bees useful indicators of the impacts of human disturbance? **Ecological Indicators**, v. 103, p. 745–755, 1 ago. 2019.

ALVARES, C. A. et al. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANJOS-SILVA, E. J. DOS; REBÊLO, J. M. M. A new species of Exaerete Hoffmannsegg (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) from Brazil. **Zootaxa**, v. 1105, p. 27–35, 2006.

ANJOS-SILVA, E. J. DOS. Discovery of *Euglossa* (*Euglossa*) *cognata* Moure (Apidae: Euglossini) in the Platina Basin, Mato Grosso state, Brazil. **Biota Neotropical**, v. 8, n. 2, p. 79–83, 2008.

ARONSON, M. F. J. et al. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. **Biological Sciences**, v. 281, n. 1780, 12 fev. 2014.

BANASZAK-CIBICKA, W.; ZMIHORSKI, M. Wild bees along an urban gradient: Winners and losers. *J Insect Conserv.* **Journal of Insect Conservation**, v. 16, p. 331–343, 2012.

BANDEIRA, A. M. Gestão das coleções arqueológicas da casa da memória instituto do ecomuseu sítio do físico em são luís. **Revista de Arqueologia Pública**, v. 11, n. 2, p. 138–152, nov. 2017.



BARBOSA, A. C. L. Gentrificação e expansão urbana em São Luís, MA Gentrification and urban expansion in São Luís, MA. **Revista Espacios**, v. 38, n. 17, p. 22, 2017.

BECKER, P. , J. S. M. & F. J. A. PERALTA.; MOURE, J. S.; PERALTA, F. J. A. More about Euglossine bees in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, v. 23, p. 586–591, 1991.

BEMBÉ.B. Revision der Euglossa cordata-Gruppe und Untersuchungen zur Funktionsmorphologie und Faunistik der Euglossini (Hymenoptera, Apidae). **Dissertation**, LMU München: Faculty of Biology, 2005.

BEZERRA, C. P.; MARTINS, C. F. Diversidade de Euglossinae (Hymenoptera, Apidae) em dois fragmentos de Mata Atlântica localizados na região urbana de João Pessoa, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, p. 823–835, 2001.

BIESMEIJER, J. C. et al. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. **Science**, v. 313, n. 5785, p. 351–354, 21 jul. 2006.

BITTENCOURT, C. R. et al. **LEVANTAMENTO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS ANTRÓPICOS NA APA DO ITAPIRACÓ EM SÃO LUIS DO MARANHÃO. VII CONNEPI - Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação. Anais...2012.**

BONILLA-GOMEZ, M. A.; NATES-PARRA. G. Abejas Euglosinas de Colombia (Hymenoptera: Apidae) i. Claves Ilustradas. **Caldasia** 17 (1): 149-172, 1992.

BURDINE, J. D.; MCCLUNEY, K. E. Differential sensitivity of bees to urbanization-driven changes in body temperature and water content. **Scientific Reports**, v. 9, p. 1–10, 2019.

BUREL', F. et al. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. **Acta Oecologica**, v. 1, p. 47–60, 1998.

BURNHAM, K. P.; ANDERSEN, D. R. Model selection and multi-model inference. **Springer**, 2002.

CAMERON, S. A. Phylogeny and Biology of Neotropical Orchid Bees (Euglossini). **Annual Review of Entomology**, v. 49, n. 1, p. 377–404, 2004.

CÂNDIDO, M. E. M. B. et al. Effects of fragments and landscape characteristics on the orchid bee richness ( Apidae : Euglossini ) in an urban matrix , southwestern Amazonia. **Journal of Insect Conservation**, v. 22, n. 3, p. 475–486, 2018.

CANE, J. H. et al. Complex Responses Within a Desert Bee Guild (hymenoptera: apiformes) to Urban Habitat Fragmentation. **Ecological Applications**, V 16. n. 2, p. 632–644, 2006.

CARDOSO, M. C.; GONÇALVES, R. B. Reduction by half: the impact on bees of 34 years of urbanization. **Urban Ecosystems**, v. 21, n. 5, p. 943–949, 1 out. 2018.

CARIGNAN, V.; VILLARD, M.-A. SELECTING INDICATOR SPECIES TO MONITOR ECOLOGICAL INTEGRITY: A REVIEW. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 78, 2002.

CARPER, A. L. et al. Effects of Suburbanization on Forest Bee Communities. **Environmental Entomology**, v. 43, n. 2, p. 253–262, 2014.

CHAPMAN, R. E.; BOURKE, A. F. G. The influence of sociality on the conservation biology of social insects. **Ecol Lett** , v. 4, p. 650–662, 2001.

CHOATE, B. A.; HICKMAN, P. L.; MORETTI, E. A. Wild bee species abundance and richness across an urban–rural gradient. **Journal of Insect Conservation**, v. 22, n. 3–4, p. 391–403, 1 ago. 2018.

MARTINS, M. F.; CÂNDIDO, G. A. Modelo de avaliação do nível de sustentabilidade urbana: Proposta para as cidades brasileiras. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 7, n. 3, p. 397–410, 2015.

DRESSLER, R. L. Biology of the Orchid Bees (Euglossini). **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 373–394, 1982a.

DRESSLER, R. L. New species of Euglossa. II. (Hymenoptera: Apidae). **Revista de Biologia Tropical**, v. 30, n. 2, p. 121–129, 1982b.

DRESSLER, R. L. New species of Euglossa IV. The cordata and purpurea species groups (Hymenoptera: Apidae). **Revista de Biologia Tropical**, v. 30, n. 2, p. 141–150, 18 mar. 1982c.

DRESSLER, R. L. New species of Euglossa. III. The bursigera species group (Hymenoptera: Apidae). **Revista de Biologia Tropical**, v. 30, n. 2, p. 131–140, 18 mar. 1982d.

DUELLI, P. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. **Ecosystems and Environment**, v. 62, n. 2–3, p. 81–91, 1997.

FAHRIG, L.; JONSEN, I. D. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. **Landscape Ecology**, v. 12, p. 185–197, 1997.

FARIA, L. R. R.; MELO, G. A. R. Species of Euglossa (Glossura) in the Brazilian Atlantic forest, with taxonomic notes on Euglossa stellfeldi Moure (Hymenoptera, Apidae, Euglossina). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 51, n. 3, p. 275–284, 2006.

FARIA, L. R. R.; MELO, G. A. R. Species of Euglossa of the analis group in the Atlantic forest (Hymenoptera, Apidae). **Zoologia**, v. 29, n. 4, p. 349–374, ago. 2012.

FARIAS, A. R. et al. Identificação, mapeamento e quantificação das áreas urbanas do Brasil. **Embrapa Gestão Territorial**, v. 4, n. May, p. 5, 2017.

FERRARI, R. R.; SCHLINDWEIN, C.; NEMÉSIO, A. Description of the female Euglossa perpulchra Moure & Schlindwein, 2002 and an identification key to the females of the Euglossa decorata Smith, 1874 species group. **SPIXIANA**, v. 36, n. 1, p. 61–65, 2013.

FERREIRA, R. P. et al. Old Fragments of Forest Inside an Urban Area Are Able to Keep Orchid Bee (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) Assemblages? The Case of a Brazilian Historical City. **Neotropical Entomology**, v. 42, n. 5, p. 466–473, 2013.

FORTELL, L. et al. Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (hymenoptera: anthophila) along an urbanization gradient. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, 13 ago. 2014.

FORTELL, L. et al. Use of human-made nesting structures by wild bees in an urban environment. **Journal of Insect Conservation**, v. 20, n. 2, p. 239–253, 1 abr. 2016.

FREITAS, B. M. et al. Diversity, threats and conservation of native bees in the Neotropics. **Apidologie**, v. 40, n. 3, p. 332-346, 2009.

GALLAI, N. et al. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 810–821, 15 jan. 2009.

GARIBALDI, L. A. et al. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. **Science**, 2013.

GESLIN, B. et al. The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 18, p. 6599–6615, 1 set. 2016.

GIANGARELLI, D. C. et al. *Eufriesea violacea* (Blanchard) (Hymenoptera: Apidae): an Orchid Bee Apparently Sensitive to Size Reduction in Forest Patches. **Neotropical Entomology**, v. 38, n. 5, p. 610–615, 2009.

GONÇALVES, R. B. et al. Bee and wasp responses to a fragmented landscape in southern Brazil. **Journal of Insect Conservation**, v. 18, n. 6, p. 1193–1201, 2 dez. 2014.

GONÇALVES, R. B.; FARIA, L. R. R. In Euglossini we trust as ecological indicators: A reply to Añino et al. (2019). **Sociobiology**, v. 61, n. 1, 2021.

GONZALEZ, V. H.; GRISWOLD, T.; SIMÕES, M. On the identity of the adventive species of *Eufriesea* Cockerell in the USA: Systematics and potential distribution of the *coerulescens*

species group (Hymenoptera, Apidae). **Journal of Hymenoptera Research**. v. 55, p. 55-102, 2017.

GRAF, L. V.; SCHNEIBERG, I.; GONÇALVES, R. B. Bee functional groups respond to vegetation cover and landscape diversity in a Brazilian metropolis. **Landscape Ecology**, v. 37, n. 4, p. 1075–1089, 1 abr. 2022.

GRIMM, N. B. et al. Global change and the ecology of cities. **Science**, v. 319, n. 5864, p. 756–760, 2008.

GÜNERALP, B.; SETO, K. C. **Urbanization, Challenges Ecosystem Services: Biodiversity and Opportunities**. 2013.

HARRISON, T.; GIBBS, J.; WINFREE, R. Forest bees are replaced in agricultural and urban landscapes by native species with different phenologies and life-history traits. **Glob Chang Biol**, v. 24, p. 287–296, 2018.

HAUSMANN, S. L.; PETERMANN, J. S.; ROLFF, J. Wild bees as pollinators of city trees. **Insect Conservation and Diversity**, v. 9, n. 2, p. 97–107, 2016.

HINOJOSA-DÍAZ, I. A. E. M. S. Two new orchid bees of the subgenus *Euglossella* from Peru (Hymenoptera: Apidae). **Contributions to Entomology**. v. 57, n.1, p. 93-104 2007.

HINOJOSA-DÍAZ, I. A.; ENGEL, M. S. Revision of the orchid bee subgenus *Euglossella* (Hymenoptera, Apidae), Part I, the *decorata* species group. **ZooKeys**, v. 140, p. 27–69, 2011.

HINOJOSA-DÍAZ I. A; ENGEL, M. S. Revision of the orchid bee subgenus *Euglossella*(Hymenoptera: Apidae), Part II: The *viridis* and *mandibularis* species groups. **Journal of Melittology**, v. 36, p. 1–108, 2014.

HUBACEK, K. et al. Environmental implications of urbanization and lifestyle change in China: Ecological and Water Footprints. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 14, p. 1241–1248, 2009.

IBAMA. **Centros de Triagem de Animais Silvestres (Cetas)**. Disponível em: <<http://ibama.gov.br/cetas>>. Acesso em: 19 jun. 2021.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ma/sao-luis.html>>. Acesso em: 21 mar. 2022.

IFMA. **Sobre o Campus**. Disponível em: <<https://maracana.ifma.edu.br/sobreocampus/#:~:text=O%20Campus%20Maracan%C3%A3%20possui%20uma,ambientes%20administrativos%20e%20de%20lazer.>>. Acesso em: 18 jun. 2021.

INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia**. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/>>. Acesso em: 15 maio. 2021.

KEVAN, P. G. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, p. 373–939, 1999.

KEVAN, P. G.; T.P. PHILLIPS. **The economic impact of pollinator declines: an approach to assessing the consequences**.

KEVAN, P. G.; VIANA, B. F. The global decline of pollination services. **Biodiversity**, v. 4, n. 4, p. 3–8, 2003.

KLEIN, A. M. et al. Effects of land-use intensity in tropical agroforestry systems on coffee flower-visiting and trapnesting bees and wasps. **Conservation Biology**, v. 16, n. 4, p. 1003–1014, 2002.

LANDRES, P. B.; VERNER, J.; THOMAS, J. W. Ecological Uses of Vertebrate Indicator Species: A Critique Critique of Vertebrate Indicator Species. **Conservation Biology**, v. 2, 1988.

LASALLE, J.; I.D. GAULD. Hymenoptera: their diversity, and their impact on the diversity of other organisms. Wallingford, The Natural History Museum: **C.A.B. International**, p. 1-26, 1993.

LAURENCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments a 22 - year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

MARTINS, A. C.; GONÇALVES, R. B.; MELO, G. A. R. Changes in wild bee fauna of a grassland in Brazil reveal negative effects associated with growing urbanization during the last 40 years. **Zoologia**, v. 30, n. 2, p. 157–176, abr. 2013.

MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. DE. **Amazônia Maranhense: diversidade e conservação**. v. 368, 2011.

MASULLO, Y. A. G.; CASTRO, C. E.; ROCHA, R. C. Estudo de viabilidade para implementação de corredores ecológicos na Ilha do Maranhão. **Geosul**, v. 32, n. 65, p. 239–259, 2017.

MCDONNELL, M. J.; HAHS, A. K. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: Current status and future directions. **Landscape Ecology**, dez. 2008.

MCGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**. v. 73, n. 2, p. 181-201, 1998.

MCKINNEY, M. L. Urbanization, biodiversity, and conservation. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 883–890, 1 out. 2002.

MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247–260, jan. 2006.

MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. **Urban Ecosystems**, v. 11, n. 2, p. 161–176, jun. 2008.

MICHENER, C. D. *The Bees of the World*. Baltimore: Johns Hopkins **University Press**, 2007.

MILLER, J. N.; BROOKS, R. P.; CROONQUIST, M. J. Effects of landscape patterns on biotic communities. **Landscape Ecology** volume, v. 12, p. 137–153, 1997.

MINCKLEY, R. L.; REYES, S. G. Capture of orchid bee, *Eulaema polychroma* (Friese) (Apidae: Euglossini) in Arizona, with notes on northern distributions of other Mesoamerican bees. **Journal of the Kansas Entomology Society**, v. 69, p. 102–104, 1996.

MORATO, E. F.; . . GARCIA, M. V. B.; CAMPOS. L. A. O. Biologia de *Centris Fabricius* (Hymenoptera, Anthophoridae, Centridini) em matas contínuas e fragmentos na Amazônia Central. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, p. 1213–1222, 1999.

MOURE, J. S. The Central American species of *Euglossa* subgenus *Glossura* Cockerell, 1917 (Hymenoptera, Apidae). **Revista de Biologia Tropical**, v. 15, n. 2, p. 227–247, 1969.

MOURE, J. S. ; D. URBAN; G.A.R. MELO. **Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region. Curitiba, Sociedade Brasileira de Entomologia.**

MOURE, S. J.; SCHLINDWEIN, C. Uma nova especie de *Euglossa* (*Euglossa*/a) Moure do Nordeste do Brasil (Hymenoptera, Apidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, p. 585–588, 2002.

MURPHY, H. T.; LOVETT-DOUST, J. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: Does the matrix matter? **Oikos**, v. 105, n. 1, p. 3–14, 2004.

NEMÉSIO, A. Article Taxonomic notes on *Euglossa* (Glossuopoda) with a key to the known species (Hymenoptera: Apidae: Euglossina). **Zootaxa**, v. 2142, p. 45–56, 2009a.

NEMÉSIO, A. Orchid bees (Hymenoptera: Apidae) of the Brazilian Atlantic Forest. **Zootaxa**, v. 2041, p. 1–242, 2009b.



NEMÉSIO, A. *Eulaema* (*Apeulaema*) *felipei* sp. n. (Hymenoptera: Apidae: Euglossina): a new forest-dependent orchid bee found at the brink of extinction in northeastern Brazil. **Zootaxa**, p. 51–62, 2010.

NEMÉSIO, A. Article *Euglossa marianae* sp. n. (Hymenoptera: Apidae): a new orchid bee from the Brazilian Atlantic Forest and the possible first documented local extinction of a forest-dependent orchid bee. **Zootaxa**, v. 2892, p. 59–68, 2011.

NEMÉSIO, A.; FERRARI, R. R. Article Species of *Euglossa* (*Glossura*) and *E.* (*Glossuropoda*) (Hymenoptera: Apidae: Euglossina) occurring in the Amazon, including new records for Brazil. **Zootaxa**, v. 2885, p. 1–13, 2011.

NEMÉSIO, A.; RASMUSSEN, C. Nomenclatural issues in the orchid bees (Hymenoptera: Apidae: Euglossina) and an updated catalogue. **Zootaxa**, n. 3006, p. 1–42, 29 ago. 2011.

NORMANDIN, É. et al. Taxonomic and functional trait diversity of wild bees in different urban settings. **PeerJ**, v. 2017, n. 3, 2017.

OLIVEIRA, M. L. DE. Nova hipótese de relacionamento filogenético entre os gêneros de *Euglossini* e entre as espécies de *Eulaema* Lepeletier, 1841 (Hymenoptera: Apidae: Euglossini). **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 273–285, 2006.

OLIVEIRA, M. L. DE; CAMPOS, L. A. O. ABUNDÂNCIA, RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ABELHAS EUGLOSSINAE (HYMENOPTERA, APIDAE) EM FLORESTAS CONTÍNUAS DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA CENTRAL. BRASIL. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 3, p. 547–556, 1995.

OLIVEIRA, R.; PINTO, C. E.; SCHLINDWEIN, C. Two common species dominate the species-rich Euglossine bee fauna of an Atlantic Rainforest remnant in Pernambuco, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. S1–S8, 1 nov. 2015.

PERUQUETTI, R. C. et al. Abelhas Euglossini (Apidae) de áreas de Mata Atlântica: abundância, riqueza e aspectos biológicos. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 2, p. 101–118, 1999.

PERUQUETTI, R. C.; CAMPOS, L. A. O. Aspectos da biologia de *Euplusia violacea* (Blanchard) (Hymenoptera, Apidae, Euglossini). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 14, p. 91–97, 1997.

PIMM, S. L. et al. The Future of Biodiversity. **Science**, v. 269, 1995.

PINHEIRO, J. M.; TEIXEIRA, A. O.; CALDAS, C. S. **Importância da Área de Proteção Ambiental do Itapiracó para o lazer e o microclima local**. In: São Paulo: VI Congresso Iberoamericano de Estudios Territoriales y Ambientales. **Anais...**2014.

PIRES, EP. et al. Community of orchid bees (Hymenoptera: Apidae) in transitional vegetation between Cerrado and Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 3, p. 507–513, 2014.

POKORNY, T. et al. Dispersal ability of male orchid bees and direct evidence for long-range flights. **Apidologie**, v. 46, n. 2, p. 224–237, 1 mar. 2015.

POTTS, S. G. et al. Role of nesting resources in organising diverse beecommunities in a Mediterranean landscape. **Ecological Entomology**, v. 30, p. 78–85, 2005.

POTTS, S. G. et al. Global pollinator declines : trends , impacts and drivers. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 6, p. 345–353, 2010.

POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N. Population Dynamics of Male Euglossine Bees in Amazonian Forest Fragments. **Biotropica**, v. 19, n. 2, p. 176–179, 1987.

RAMÍREZ, S.; DRESSLER, R. L.; OSPINA, M. Abejas euglossinas (Hymenoptera: Apidae) de la región Neotropical: lista de especies con notas sobre su biología. **Biota Colombiana**, v. 3, n. 1, p. 7–118, 2002.

RAMÍREZ, S. R. et al. Phylogeny, diversification patterns and historical biogeography of euglossine orchid bees (Hymenoptera: Apidae). **Biological Journal of the Linnean Society**, 2010.

RASMUSSEN, C.; SKOV, C. Description Of A New Species Of Euglossa (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) With Notes On Comparative Biology. **Zootaxa**, 2006.

REBÊLO, J. M. M.; GAROFALO, C. A. Diversidade e sazonalidade de machos de Euglossinae (Hymenoptera: Apidae) e preferências por iscas - odores em um fragmento de florestas no sudeste de Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 51, p. 787–799, 1991.

REBÊLO J. M. M.; MOURE, J. S. AS ESPÉCIES DE EUGLOSSA LATREILLE DO NORDESTE DE SÃO PAULO (APIDAE, EUGLOSSINAE). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 3, p. 445–466, 1995.

REYES-NOVELO, E. et al. ABEJAS SILVESTRES (HYMENOPTERA: APOIDEA) COMO BIOINDICADORES EN NEOTRÓPICO. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**. v. 10, p. 1 – 13, 2009.

RODRIGUES, J. B. et al. Levantamento e caracterização dos impactos ambientais na área de preservação do Itapiracó, São Luís/MA. **Nature and Conservation**, v. 13, n. 4, p. 31–36, 15 jul. 2020.

ROUBIK, D. W. ;; HANSON, P. E. **Orchid bees from Tropical America. Biology and field guide**. Santo Domingo de Heredia: INBio Press, 2004.

ROZEN, J. G. J. A taxonomic key to mature larvae of cleptoparasitic bees (Hymenoptera: Apoidea). **American Museum of Natural History**, v. 3309, p. 1–28, 2001.

SÁNCHEZ, K.; CASTELLANOS, I.; MENDOZA, L. Abejas visitantes florales de *Opuntia heliabravoana* en un gradiente de urbanización. **Biológicas**, v. 18, n. 1, p. 27–34, 2016.

SEMA. **PLANO DE MANEJO DO PARQUE ESTADUAL DO SÍTIO DO RANGEDOR Governador do Maranhão**, 2017. (Nota técnica).

SEMA. **Unidades de Conservação**. Disponível em: <<https://www.sema.ma.gov.br/unidades-de-conservacao/>>. Acesso em: 19 maio. 2021.

SETO, K. C. et al. **Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities A Global Assessment**. 2013.

SHEFFIELD, C. S. et al. The potential of cleptoparasitic bees as indicator taxa for assessing bee communities. **Apidologie** , v. 44, p. 501–510, 2013.

SIDDIG, A. A. H. et al. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. **Ecological Indicators**. v. 60, p. 223 – 230, 2016.

SILVA, E. C. G. et al. Florística em um fragmento urbano (Unidade de Conservação), Sítio Santa Eulália, São Luís, Maranhão. **Jardim Botânico de Brasília**, 2021.

SILVA, F. S.; REBÊLO, J. M. M. EUGLOSSINE BEES (HYMENOPTERA: APIDAE) OF BURITICUPU, AMAZONIA OF MARANHÃO, BRAZIL. **Acta Amazônica**, v. 29, n. 4, p. 587–599, 1999.

SILVEIRA, F. A.; MELO, G. A. R.; ALMEIDA, E. A. B. **Abelhas Brasileiras Sistemática e Identificação**. 1ª ed. Belo Horizonte, 2002.

SILVEIRA, G. C. et al. The orchid bee fauna in the Brazilian savanna: do forest formations contribute to higher species diversity? **Apidologie**, v. 46, n. 2, p. 197–208, 2015.

SKOV, C. et al. Phylogeny , diversification and historical biogeography of euglossine orchid bees ( Hymenoptera : Apidae ) Phylogeny , diversification patterns and historical. **Biological Journal of the Linnean Society**, n. March, p. 552–572, 2016.

SOFIA, S. H.; SANTOS, A. M. DOS; SILVA, C. R. M. DA. Euglossine bees (Hymenoptera, Apidae) in a remnant of Atlantic Forest in Paraná State, Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 94, n. 2, p. 217–222, 2005.

SOFIA, S. H.; SUZUKI, K. M. ECOLOGY, BEHAVIOR AND BIONOMICS Comunidades de Machos de Abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) em Fragmentos Florestais no Sul do Brasil Communities of Euglossine Males (Hymenoptera: Apidae) in Forest Fragments from Southern Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 33, n. 6, p. 693–702, 2004.

STORCK-TONON, D. et al. Orchid Bees of forest fragments in Southwestern Amazonia. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 133–141, 2013.

STORCK-TONON, D.; MORATO, F.; OLIVEIRA, M. L. Fauna de Euglossina (Hymenoptera: Apidae) da Amazônia Sul-Occidental, Acre, Brasil Fauna of Euglossina (Hymenoptera: Apidae) from Southwestern Amazonia, Acre, Brazil. **ACTA AMAZÔNICA**, v. 39, n. 3, p. 693–706, 2009.

THIES, C.; TSCHARNTKE, T. Landscape structure and biological control in agroecosystems. **Science**, v. 285, n. 5429, p. 893–895, 6 ago. 1999.

TONHASCA, A.; BLACKMER, J. L.; ALBUQUERQUE, G. S. Abundance and Diversity of Euglossine Bees in the Fragmented Landscape of the Brazilian Atlantic Forest'. **Biotropica**, v. 34, n. 3, p. 416–422, 2002.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 2, p. 200–209, 1996.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, p. 171–197, 1989.

VITOUSEK, P. M. et al. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, v. 277, 1997.

WARD, P. M. Globalization, regional development, and mega-city expansion in Latin America: Analyzing Mexico City' s peri- urban hinterland. **Cities**. v. 20, n. 1, p. 3–21, 2003.

WEIBULL, A.-C.; BENGTSSON, J. N.; NOHLGREN, J. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. **ECOGRAPHY**, v. 23, p. 743–750, 2000.

WIKELSKI, M. et al. Large-range movements of neotropical orchid bees observed via radio telemetry. **PLoS ONE**, v. 5, n. 5, 2010.

ZANETTE, L. R. S.; MARTINS, R. P.; RIBEIRO, S. P. Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. **Landscape and Urban Planning**, v. 71, n. 2–4, p. 105–121, 2005.